

INFORME FINAL

Convenio específico CND-CENUR LN, UdelaR

PROYECTO: Mapeo de Servicios Ecosistémicos y Evaluación del Albardón continental de los Esteros Farrapos e Islas del Río Uruguay

Dra. Christine Lucas (1), Dra. Beatriz Sosa (2), Lic. Ana Lucia Mary Lauyé (1), Gabriel Cavicchioli (2)

(1) Laboratorio Ecología Fluvial, Departamento de Ciencias Biológicas, CENUR Litoral Norte- Universidad de la República, Paysandú – Uruguay

(2) Laboratorio Desarrollo Sostenible y Gestión del Territorio Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales – IECA, Facultad de Ciencias - Universidad de la República, Montevideo - Uruguay

Entregado a la **Dirección Nacional de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (DINABISE) - Ministerio de Ambiente**

Fecha de Entrega: 30 de setiembre de 2023. CORREGIDO 08 diciembre 2023

Este documento ha sido elaborado en el marco de la implementación del proyecto regional (Argentina-Uruguay) Adaptación al cambio climático en ciudades y ecosistemas costeros vulnerables del río Uruguay. Se ha recibido una donación del Fondo de Adaptación para su realización y se implementa a través de CAF (Banco de Desarrollo de América Latina). Los componentes regionales del proyecto son ejecutados por PNUD y los componentes nacionales son ejecutados, respectivamente, por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Argentina y por la Corporación Nacional para el Desarrollo de Uruguay, siendo los ministerios de ambiente de cada país los promotores del proyecto.



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY



CENUR
Litoral Norte



FACULTAD DE
CIENCIAS
UDELAR | fcien.edu.uy



Contenidos

Resumen ejecutivo	3
1. Objetivos	6
3. Productos en este informe	6
Obj. 1. Mapear la variabilidad espacial de un índice de productividad de la vegetación como un indicador del secuestro de carbono de la vegetación.	7
1.1. Antecedentes	7
1.2 Metodología	9
1.2.1 Área de estudio	9
1.2.2. Mapeo de coberturas de suelo:	9
1.2.3 Obtención de datos de NDVI	13
1.2.4 Datos climáticos e hidrológicos	14
1.2.6 Análisis temporal de NDVI	19
1.2.7 Análisis espacial de NDVI	27
4. Síntesis - Objetivo 1	28
5. Bibliografía	29
Obj. 2. Regulación de procesos de eutrofización y carga de nutrientes en el agua	32
2.1 Antecedentes	32
2.2 Metodología	33
2.2.1 Mapeo de cobertura de suelo	33
2.2.2. Mapeo de zonas de amortiguación ribereña	33
2.2.3 Mapeo en cuencas hidrográficas.	34
2.2.4 Evaluación del Riesgo de Erosión del Suelo	35
2.2.5. Mapeo de servicios en base a cobertura de suelo.	36
2.2.6 Monitoreo <i>in situ</i> de temperatura del agua y nutrientes	37
2.3 Resultados Objetivo 2	39
2.3.1 Delimitación de cuencas hidrográficas y mapeo de coberturas de suelo	39
2.3.2 Delimitación de las ZAR y evaluación de coberturas de suelo	41
2.3.3 Riesgo de Erosión del Suelo - RUSLE	43
4. Síntesis – Objetivo 2	51
5. Bibliografía	51

Resumen ejecutivo

El presente informe se elaboró en el marco del Proyecto Regional Adaptación al cambio climático en ciudades y ecosistemas costeros vulnerables (Componente 3) en ejecución por la División Sistema Nacional de Áreas Protegidas, Dirección Nacional de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos, del Ministerio de Ambiente en Uruguay. Este trabajo se desarrolló en el área protegida Esteros de Farrapos e Islas del río Uruguay para abordar los siguientes objetivos: 1) mapear el servicio ecosistémico de secuestro de carbono por la vegetación a través de un índice de productividad de la vegetación, 2) mapear servicios de retención de nutrientes, riesgo de erosión o pérdida de suelos, y protección de calidad de agua a través de zonas de amortiguación ribereña; y 3) caracterizar el estado de vulnerabilidad del albardón para generar orientaciones sobre posibles líneas de conservación y restauración.

Respecto al Objetivo 1, para representar el servicio de secuestro de carbono por la vegetación se utilizó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), este índice fue calculado en los principales ambientes asociados al área protegida, bosque nativo y humedal y en sus microcuencas asociadas. En base a diez años de datos mensuales del índice, el NDVI mensual en el bosque nativo del área protegida tuvo un promedio de $0,71 \pm 0,10$, con valores máximos de 0,97, resaltando la alta productividad primaria de este ambiente. Las áreas de silvicultura en las microcuencas tuvieron un NDVI promedio de $0,77 \pm 0,07$ con máximos de 0,91 en las cuencas hidrográficas aledañas. Por su parte, el ambiente de humedal presentó un amplio rango de valores de NDVI, donde los valores más bajos se corresponden con períodos de inundación. En escenarios de niveles normales y bajos del Río Uruguay y/o durante estaciones cálidas estos valores se incrementaron. Dichos valores se influyen tanto por la presencia del agua durante las inundaciones, donde los valores de NDVI tienden a disminuir, como también por los cambios en la vegetación en sí (*p. ej.* cambios en la tasa fotosintética, senescencia de hojas pos-inundación, mortandad de tejidos aéreos y/o la formación de una capa de deposición de sedimentos formado por la decantación de sedimentos en aguas de inundaciones del río. La relación entre el NDVI de los humedales y el nivel de río indica que - tanto a escala temporal mensual y bianual (cada 6 meses) existe una disminución en el NDVI cuando sube el río sobre cierto umbral. La variabilidad en la respuesta de la vegetación al nivel del río en diferentes años y diferentes meses refleja comentarios hechos por residentes de la zona que observan diferencias en la respuesta de la vegetación según el tipo de inundación y la procedencia o fuente del agua (e.g., pluviales vs. del río). Finalmente, el mapeo espacial de NDVI brinda una base para una identificación de áreas de alta productividad, y áreas que tienen índices de productividad variable, susceptibles a la variación hidro-climático como también al manejo de la pastura para ganado u otro uso que puede alterar la biomasa aérea e índice área foliar de la vegetación.

Respecto al Objetivo 2, Para evaluar el servicio ecosistémico vinculado a la retención de nutrientes y suelos se utilizó la ecuación universal de RUSLE, la pérdida de suelo se estimó en toneladas de suelo por hectárea por año. En términos generales el PNEFIRU muestra baja pérdida de suelos, la

baja pendiente, el tipo de suelo y la cobertura vegetal explican este resultado. Cabe señalar, sin embargo, que el albardón costero se destacó como el área de mayor pérdida de suelo debido en parte a la mayor pendiente en comparación con el resto del humedal. Respecto al mapeo de retención de nutrientes, se mapearon cuatro servicios ecosistémicos correspondientes a la categoría “Servicios de Regulación” - retención de nutrientes, regulación del clima local, regulación del clima global y control de inundaciones. Este mapeo se realizó en base a una ponderación de las clases de coberturas de suelo desarrollado por Burckhardt et al., 2009. Los resultados destacan el valor del área PNEFIRU - y particularmente la cobertura humedal - en la retención de nutrientes y el control de inundaciones. Asimismo, se resalta el valor del PNEFIRU en su servicio de provisión de agua. Este servicio fue valorado durante la crisis hídrica que afrontó el país (período de muestreo octubre 2022 a agosto 2023). Durante este período cinco de ocho cursos de agua que integran la cuenca del PNEFIRU se secaron completamente entre enero-2023 y abril-2023. En este contexto el PNEFIRU constituyó una fuente de abastecimiento muy importante tanto para la fauna nativa como para la ganadería que se desarrolla en la zona. Por otra parte, mediante trabajo de campo, se documentó el efecto de las olas de calor sobre la temperatura de los cursos de agua, tanto de los cursos de agua de la cuenca como del río Uruguay, destacando la importancia del bosque como refugio térmico durante eventos extremos. También se observó variabilidad en las concentraciones de Nitrato y Fósforo soluble en los cursos de agua; los valores más bajos se registraron durante el período seco. Aunque faltaron datos de los cursos sin agua, este patrón puede sugerir que las fuentes de nutrientes son difusas. En tal sentido, las zonas de amortiguación ribereñas (ZAR) pueden jugar un rol importante en la retención de nutrientes que se desplazan por escorrentía desde las tierras altas hasta el cuerpo de agua. El mapeo de cobertura de suelo en el ZAR en 2018 se domina por bosque y pastizales. Este trabajo no abarcó datos *in situ* de la absorción de nutrientes de cada cobertura, pero estudios en otras cuencas en Uruguay muestran la alta capacidad de tanto bosques como pastizales en disminuir la carga de nitrógeno y fósforo a los cuerpos de agua.

Cabe mencionar que el estudio de servicios ecosistémicos seleccionados para este estudio se basó en servicios seleccionados mayormente por el equipo de investigación. El proyecto sería complementado por el estudio de servicios desde la perspectiva de la comunidad, tema abordado en el pre-proyecto pero no financiado. El objetivo de este componente era generar insumos - a través del diagnóstico participativo y relevamiento de actores involucrados - para la planificación y gestión del Área, a partir de la comprensión de los procesos antrópicos. Dicho componente sería importante para entender cuáles son los servicios utilizados y/o percibidos por los usuarios locales, y que amenazas perciben con el cambio climático.

Respecto al Objetivo 3, para caracterizar el estado de vulnerabilidad del albardón costero continental se combinó trabajo de campo con el procesamiento de imágenes satelitales y fotos aéreas. El albardón presenta un alto nivel de vulnerabilidad en relación con el avance del proceso erosivo. El proceso erosivo se ha extendido a lo largo de la franja costera continental del PNEFIRU. La comparación entre imágenes satelitales de alta resolución de los años 2013 y 2017



permitió identificar procesos erosivos dentro de este período lo que alerta sobre el rápido avance de este proceso. Mediante trabajo de campo se caracterizó el estado del albardón costero continental asociando la estructura del albardón con la formación de bosque dominante (bosque nativo, bosque invadido por *Gleditsia triacanthos*). La integración de esta información permitió caracterizar el estado del albardón costero continental en 4 categorías. El análisis de estas categorías permite inferir el impacto del proceso erosivo en el área de estudio, en tal sentido se destaca que en algunos puntos costeros se identifica la pérdida completa del componente edáfico lo que presenta graves efectos sobre la estructura geomorfológica del área y sobre la diversidad que en ella se desarrolla ya que este proceso erosivo determina también la pérdida del bosque nativo. El comportamiento del nivel del río parece haber incrementado su poder erosivo fundamentalmente vinculado a una mayor ocurrencia de eventos extremos en el último período. La invasión de *G. triacanthos* no determina el desarrollo del proceso erosivo, pero podría acelerarlo debido a que presentaría una mayor probabilidad de volcado que las especies nativas. En un contexto más amplio se analizó el comportamiento del nivel del río para la ciudad de Paysandú en el período (1921 - 2022). Los resultados de este análisis sugieren que en el último período el río presenta un comportamiento más complejo asociado a un mayor número de factores. Estos resultados coinciden con la situación global de estos sistemas, sistemas que presentan un alto nivel de perturbación que dificulta alcanzar un nuevo estado de equilibrio (equilibrio metaestable) avanzar en definir acuerdos que permitan estabilizar los impactos se constituye en la estrategia recomendada para la restauración de esta zona. También se recomienda avanzar en la implementación de medidas paliativas como el control de *G. triacanthos* fundamentalmente en el área costera y la implementación a modo experimental de estructuras de protección.

Finalmente, se deja constancia que este trabajo es parte de un compromiso de la Universidad de la República a la formación y educación, por ende los recursos humanos involucrados incluyen estudiantes de grado y posgrado, y docentes (asistentes o ayudantes) en proceso de aprendizaje y formación como profesionales en distintas disciplinas. Por ende, los productos reflejan no solo avances de estudio, sino también la formación de profesionales en el país - inclusive en el Litoral - para enfrentar el cambio global y cambios regionales en el corredor del Bajo Río Uruguay.

1. Objetivos

Objetivo general: Evaluar y mapear cuatro servicios ecosistémicos de enfoque del área protegida Esteros Farrapos e Islas del Río Uruguay y caracterizar el estado de vulnerabilidad del albardón en el área continental - objetivo de conservación - para generar orientaciones sobre posibles líneas de conservación y mitigación frente a impactos de cambio climático y variabilidad hidrológica.

Objetivos específicos:

1. Mapear la variabilidad espacial de un índice de productividad de la vegetación como un indicador del secuestro de carbono de la vegetación [Obj. 1].
2. Mapear servicios de retención de nutrientes, riesgo de erosión o ‘pérdida’ de suelos, y protección de calidad de agua a través de zonas de amortiguación ribereña en cuencas hidrográficas que alimentan directamente al humedal [Obj. 2].
3. Caracterizar el estado de vulnerabilidad del albardón en el área continental para generar orientaciones sobre posibles líneas de conservación y restauración [Obj. 3].

3. Productos en este informe

1. Obj. 1 y 2: Mapas de cobertura de suelo del área de estudio (Incluyendo shapefile en Anexo).
2. Obj. 1: Mapas de NDVI como indicador de la variabilidad espacial de tasas de secuestro de carbono (Incluyendo shapefiles en Anexo)
3. Obj. 2: Mapa de zonas de amortiguación ribereñas y coberturas de suelo en las mismas (Incluyendo shapefiles en Anexo)
4. Obj. 2 Mapas de Riesgo de Erosión de Suelo (Ecuación Universal de Riesgo de Pérdida de Suelo por Erosión - RUSLE) con los componentes de la ecuación:
 - i. Factor R (Erosividad de la lluvia)
 - ii. Factor K (Erosividad por el tipo de suelo)
 - iii. Factor SL (Erosividad según el grado y Largo pendiente)
 - iv. Factor C (Erosividad por cobertura de la vegetación)
5. Obj. 2 Mapas de retención de nutrientes y otros servicios en base de coberturas de suelo
6. Obj. 3: Caracterización de la evolución del régimen de deposición-erosión en el área costera continental del Parque Nacional Esteros de Farrapos.
7. Obj. 3: Caracterización del régimen de inundaciones.
8. Obj. 3: Caracterización del avance del proceso erosivo y describir el estado actual del albardón y compararlo con la línea de base

Obj. 1. Mapear la variabilidad espacial de un índice de productividad de la vegetación como un indicador del secuestro de carbono de la vegetación.

SERVICIO DE SOSTENIMIENTO: Secuestro de carbono en las distintas coberturas de suelo.

1.1. Antecedentes

Los ecosistemas humedales brindan varios servicios ecosistémicos por lo que se los ha destacado como un enfoque global de conservación y manejo. Entre los servicios se destaca la regulación de inundaciones y caudales extremos, la absorción de nutrientes y captación de sedimentos, y altas tasas de productividad primaria neta (Hernández, 2010). Los humedales cubren 6,1% del planeta, de los cuales se estima una pérdida total de 55-57% de su superficie global, y sólo 11,3% de su extensión espacial actual cabe en alguna clasificación de protección (e.g. IUCN, RAMSAR) (Reis et al., 2017). A pesar de su área limitada, los humedales tienen una alta densidad de carbono en el suelo en comparación a otros ecosistemas, inclusive bosques ribereños inundables y pantanos (pastizales inundables) jugando un rol importante en el secuestro de carbono, y por ende la regulación del cambio climático (Villa & Bernal, 2018). Se estima una tasa entre 42 y 306 g C m² año⁻¹ para humedales de zonas tropicales (Mitsch et al., 2013) y de 2000 g m² año⁻¹ en biomasa a nivel global (Fig.1.1). Por otra parte, el valor monetario de todos los servicios ecosistémicos de zonas pantanosas y humedales de agua dulce (*swamps and floodplains*) se estima a Int\$ (dólar internacional) 25.682 ha⁻¹ año⁻¹. Considerando un área total de 1.397,5 x 10⁶ ha, se estima un valor total de Int\$20.4 trillones año⁻¹ en servicios que aportan el total de humedales (*wetlands*) a nivel global (Davidson et al., 2019).

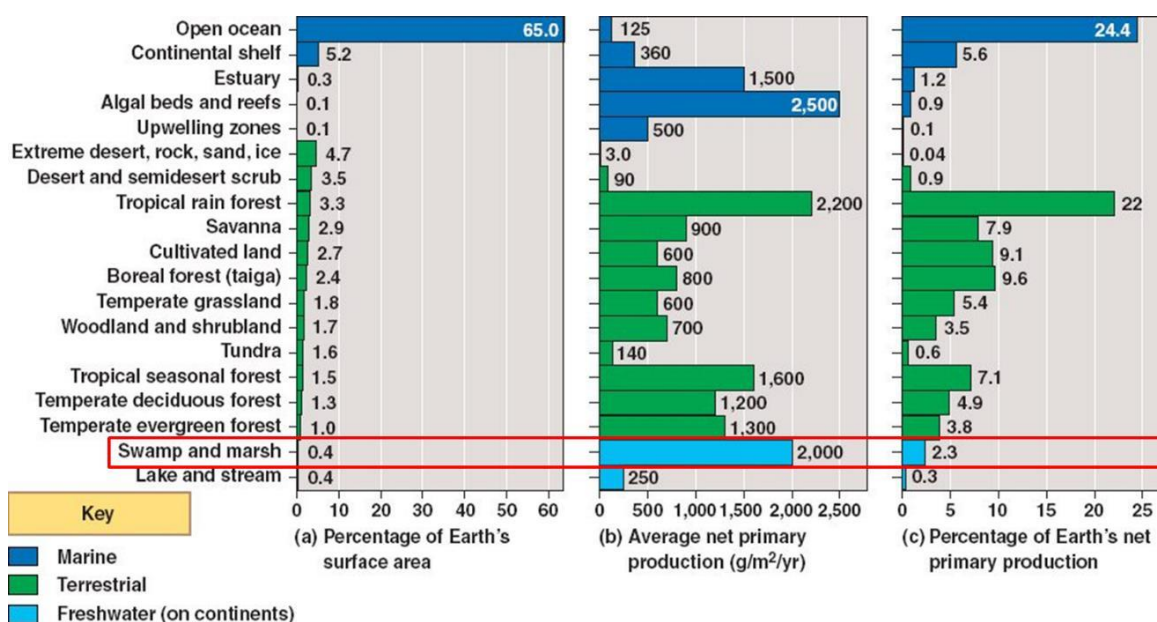


Figura 1.1 Biomás marinos, terrestres y de agua dulce por a) porcentaje de área total terrestre, b) Promedio de productividad primaria neta (PPN) g m² año⁻¹ y c) porcentaje (%) del PPN global.

Una de las grandes preguntas es si el cambio climático disminuye la capacidad de los humedales en cumplir con los servicios de secuestro de carbono (DeLaune & White, 2012; Erwin, 2009; Kayranli et al., 2010; Moomaw et al., 2018; Sheehan et al., 2019). Los humedales enfrentan una variabilidad climática e hidrológica que influyen sobre sus servicios. Los pulsos hidrológicos pueden favorecer el crecimiento y productividad de humedales, aportando nutrientes, sedimentos, propágulos para la regeneración de la vegetación, y aliviando presiones terrestres durante periodos de inundación. Sin embargo, inundaciones frecuentes y severas, pueden también representar eventos de estrés, resultando en procesos de erosión, mortandad de individuos, disminución en productividad neta y emisiones de metano que superan las tasas de secuestro de CO₂ (Whiting & Chanton, 2001). Al contrario, durante períodos de déficit de agua, los humedales pueden mantener su productividad, desempeñando así un papel fundamental como refugio durante las sequías (Meave & Kellman, 1994).

Hasta la fecha en el bioma Pampa, la respuesta de la vegetación a la variabilidad de las precipitaciones se ha concentrado en gran medida en los pastizales, los sistemas agrícolas y la vegetación esteparia, que dominan el paisaje y caracterizan el bioma pampeano (Ceroni et al., 2015; Fabricante et al., 2009; Guido et al., 2014; Paruelo et al., 2010). Tanto el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) como la fracción de radiación fotosintéticamente activa (fPAR) derivada del NDVI se utilizan para comprender cómo la variabilidad de las lluvias y el cambio en el cobertura de suelo influyen en la productividad de los pastizales (Guido et al., 2014; Paruelo et al., 2010; Vassallo et al., 2013). Si bien el NDVI tiene el fenómeno de “saturación”, o sea, la dificultad de distinguir diferencias en productividad en vegetación con altos valores de índice área foliar (> 4), por ejemplo en bosques húmedos con copas densas y alta biomasa (Huete, 2012), se usa ampliamente en bosques, sabanas y pastizales del sur de América del Sur (Lezama et al., 2014; van Leeuwen et al., 2013).

El Índice Verde Normalizado (NDVI en inglés) es un buen estimador de la productividad primaria neta (PPN) en los ecosistemas terrestres y una herramienta útil para evaluar patrones espaciales y temporales de productividad. Se utiliza para evaluar variabilidad en la productividad de la vegetación en el tiempo, pudiendo evaluar estaciones o períodos de baja o alta productividad. Dado que es posible acceder a datos de NDVI históricos, se puede evaluar si períodos de inundación o sequía, por ejemplo, afectan a la productividad, y por ende el secuestro del carbono. También se utilizan datos espaciales de NDVI para evaluar variabilidad de NDVI en un paisaje, identificando “hotspot” o áreas de alta productividad, como áreas de baja productividad, considerando la escala del dato espacial.

El secuestro de carbono es una medida de Productividad Primaria Neta (PPN) en unidades de Carbono (ej. Kg o Mg) que se retiene en un ecosistema por área por año. El secuestro de carbono se mide de forma directa a escala local a través de la acumulación de biomasa en parcelas (ej. 1 x 1 m en vegetación herbácea, y de 100 x 100 m en bosques). También se estima a través de índices,

calculados en base a datos satelitales para poder mapear la variabilidad espaciotemporal de PPN a escala de paisaje, ecosistema y/o bioma. Dado los tiempos y fondos disponibles del proyecto, un diseño experimental adecuado para captar variabilidad mensual de producción de biomasa in situ, distribuido en distintas zonas (humedales, bosques, etc.), es poco factible y dificulta un mapeo del servicio a escala del Área Protegida. Por ende, se utiliza NDVI como un indicador de PPN, lo cual tiene una relación lineal estrecha con la productividad de biomasa y por ende también con el secuestro de carbono en la vegetación (Phillips et al. 2008). Sin embargo, para pasar de valores NDVI a valores de biomasa o carbono, se requiere datos de campo de cosecha de biomasa aérea en el mencionado sistema de parcelas, especialmente considerando la potencial influencia del agua en los valores de NDVI en los humedales. Cabe destacar que estos índices no se usan para estimar secuestro de carbono en suelos, y que los suelos de los humedales son conocidos como grandes sumideros de carbono.

1.2 Metodología

1.2.1 Área de estudio

Consideramos como área de estudio para el Objetivo 1 el Área Protegida Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del río Uruguay (PNEFIRU). La delimitación del área protegida se obtuvo de la capa del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP). Según los datos del OAN online, el PNEFIRU tiene un área total de 16.424 ha, o 164,2 km². Para poder llevar a cabo el estudio propuesto en este trabajo, se delimitó el área terrestre del PNEFIRU (excluyendo el área de agua) a través de una intersección entre las capas de SNAP de Áreas Protegidas y la capa de áreas RAMSAR, obteniendo de esta forma un área total de tierra firme de 122 km².

1.2.2. Mapeo de coberturas de suelo:

Existen varios productos de cobertura de suelo a nivel nacional e internacional, por lo que se hizo una evaluación de cinco productos para elegir el producto más adecuado para este trabajo (**Tabla 1.1**).

Tabla 1.1. Productos de cobertura de suelo evaluados para obtener información de cobertura de suelo para el PNEFIRU.

Producto	Resolución espacial	Resolución temporal	Extensión espacial	Observaciones
Cobertura del suelo (2015) metodología LCCS (FAO). https://www.ambiente.gub.uy	30 x 30 m	2000, 2008, 2011, 2015	Uruguay, excluyendo las islas en aguas argentinas	16 clases de cobertura

b.uy/geoservicios/				
Clasificación de coberturas/coberturas del suelo - nacional. https://www.ambiente.gub.uy/geoservicios/	30 x 30 m	2017-2018, 2018-2019, 2019-2020, 2020-2021, 2021-2022	Uruguay; incluyendo islas en aguas argentinas	Los mapas en PDF incluyen 30+ clases de cobertura; el TIF disponible Geoservicios tiene 7 clases.
MapBiomias Pampa V.2 https://pampa.mapbiomias.org/ (via Google Earth Engine)	30 x 30 m	1985-2021 (anualmente)	Bioma Pampa (incl. Uruguay y partes de Brasil y Argentina)	10 clases de cobertura
MODIS MCD12Q1 V.6 https://modis.gsfc.nasa.gov/data/dataproduct/mod12.php	500 x 500 m, 0.05 grados, y 1 km ²	2001-2020 (anualmente)	Global, incluyendo toda la cuenca del Rio Uruguay (Biomias Pampa y Atlántica)	17 clases de cobertura
MGAP - DGF / REDD+	10 x 10 m	2016, 2021	Uruguay	1 cobertura de Bosque Nativo y varias clases de Forestación, según especie plantada.

Visto la combinación de alta resolución espacial y temporal del producto MapBiomias, junto con la disponibilidad de metadata (descripciones de cada clase de cobertura; fuente de información satelital; sistema de coordenadas de referencia) para facilitar la interpretación del dato, optamos por utilizar esta fuente de información para nuestro estudio. Por lo tanto, se trabajó con coberturas de suelo procedentes de la colección 2 de MapBiomias Pampa (**Anexo A**). MapBiomias es una red colaborativa para el estudio del cambio de coberturas de suelo en diferentes biomas como Amazonía, Chaco, Mata Atlántica, Pampa e Indonesia. MapBiomias Pampa Trinacional cuenta en su Colección 1 con una serie temporal anual de cobertura de suelo que abarca desde el año 2000 al 2019 (Baeza et al., 2022), productos del procesamiento de imágenes Landsat con una resolución espacial de 30 m (i.e. tamaño de píxel de 30 x 30 m). En noviembre de 2022 se lanzó la Colección 2 de MapBiomias Pampa, extendiendo la serie temporal de datos de cobertura de suelo a 1985-2021 (**Tabla 1.2**).

Se seleccionaron y descargaron los productos de cobertura de coberturas de suelo de MapBiomias Pampa para los años 1985, 2001 y 2018, disponibles y de acceso libre desde la plataforma Google Earth Engine. Cada producto se descargó en formato ráster y se transformó a vectorial en el Sistema de Información Geográfica, ArcGIS 10.4.1. La capa de la cobertura de suelo de 2018 fue utilizada para clasificar los valores del Índice de Productividad, NDVI, por cobertura, permitiendo un análisis de diferencias en NDVI entre humedales, bosques, y zonas de cultivo.

Tabla 1.2. Descripción de las coberturas de suelo en el producto MapBiomias Pampa, Colección 2, utilizados en este trabajo. Fuente: <https://staging-pampa.mapbiomas.org>

1.1. Formación forestal (Bosque)*	Vegetación natural con dosel continuo de leñosas arbóreas o arbustivas, con copas que se tocan o ligeramente separadas, con cobertura igual o mayor al 65%.
2.1. Humedal	Áreas con cobertura vegetal herbácea nativa influenciada significativamente por el agua. Presentan inundaciones en forma permanente o temporaria. Incluye bañados, esteros y orillas de lagunas. Vegetación típicamente higrófila, con herbáceas acuáticas y palustres, que ocupan planicies y depresiones que permanecen inundadas por largos períodos, y también las orillas de los cuerpos de agua.
2.2. Pastizal	Vegetación herbácea natural o semi natural (i.e. que no necesita de la intervención humana para mantenerse por largo tiempo). En general presenta una mezcla de gramíneas, dicotiledóneas herbáceas o subarborescentes y ocasionalmente leñosas (con cobertura inferior al 20 %). Presenta dominancia de especies nativas sobre exóticas implantadas o naturalizadas. La fisonomía de los pastizales y su composición botánica es influenciada por los gradientes edáfico-topográficos y el posible uso pastoril. Ocurren en suelos profundos o someros, hasta muy llanos y rocosos (pastizales rocosos). Están sobre suelos bien drenados hasta mal drenados (pastizales húmedos, con notable presencia de ciperáceas), incluso en la arena (pastizales psamófilos) y bajo influencia salina (pastizales halófilos). En general se utilizan para la producción ganadera
3.3. Agricultura o pastura	Incluye áreas de agricultura o de pasturas. En Brasil, predominan los cultivos agrícolas de primavera-verano (soja y arroz), mientras que las cubiertas de invierno son en general para protección del suelo y pastoreo. En Uruguay, hay una alternancia cíclica de algunos años con agricultura y otros con pastura. En Argentina, estas dos clases fueron mapeadas separadamente (se puede descargar el mapa detallado) siendo agregadas en esta clase conjunta para mantener armonía con el mapa de Brasil y Uruguay.
3.4. Silvicultura	Cultivos de plantas leñosas con fines comerciales. En general de especies exóticas.
4. Área sin vegetación	Áreas con cobertura vegetal menor al 5 %. Clase mixta que incluye playas y dunas (cordones arenosos de color blanco brillante, en donde no hay predominio de vegetación de ningún tipo), infraestructura urbana y rural (con predominio de superficies no vegetadas como construcciones y asfalto, excluyendo situaciones de vegetación en asentamientos como arbolado o pastos), áreas de minería (como canteras, minería a cielo abierto, sin presencia de agua) y afloramientos rocosos (roca naturalmente expuesta en la superficie sin cobertura vegetal)
5. Cuerpo de Agua	5.1. Río, lago u océano. áreas con presencia de agua en superficie de forma permanente. Incluye arroyos, ríos, océano, lagunas, lagos naturales y artificiales.

**Para este estudio, y para el contexto de Uruguay, se utiliza el término “bosque” para Formación Forestal. En Uruguay, no hubo un mapeo de bosque abierto o sabana, como bosque con menor densidad de árboles y una cobertura de dosel de 20-65%; esta categoría solo fue utilizado en Argentina.*

Se utilizó como referencia la capa SIG nacional de bosque nativo, basada en imágenes Sentinel 2 de alta resolución (10 x 10 m) de 2021 (MGAP, 2023) para analizar la cobertura de bosque nativo (**Fig. 1.2**). Dada la extensión limitada del bosque nativo en Uruguay y su formación parcheada



(Toranza et al., 2019), fue favorable utilizar como referencia una capa de alta resolución de bosque.

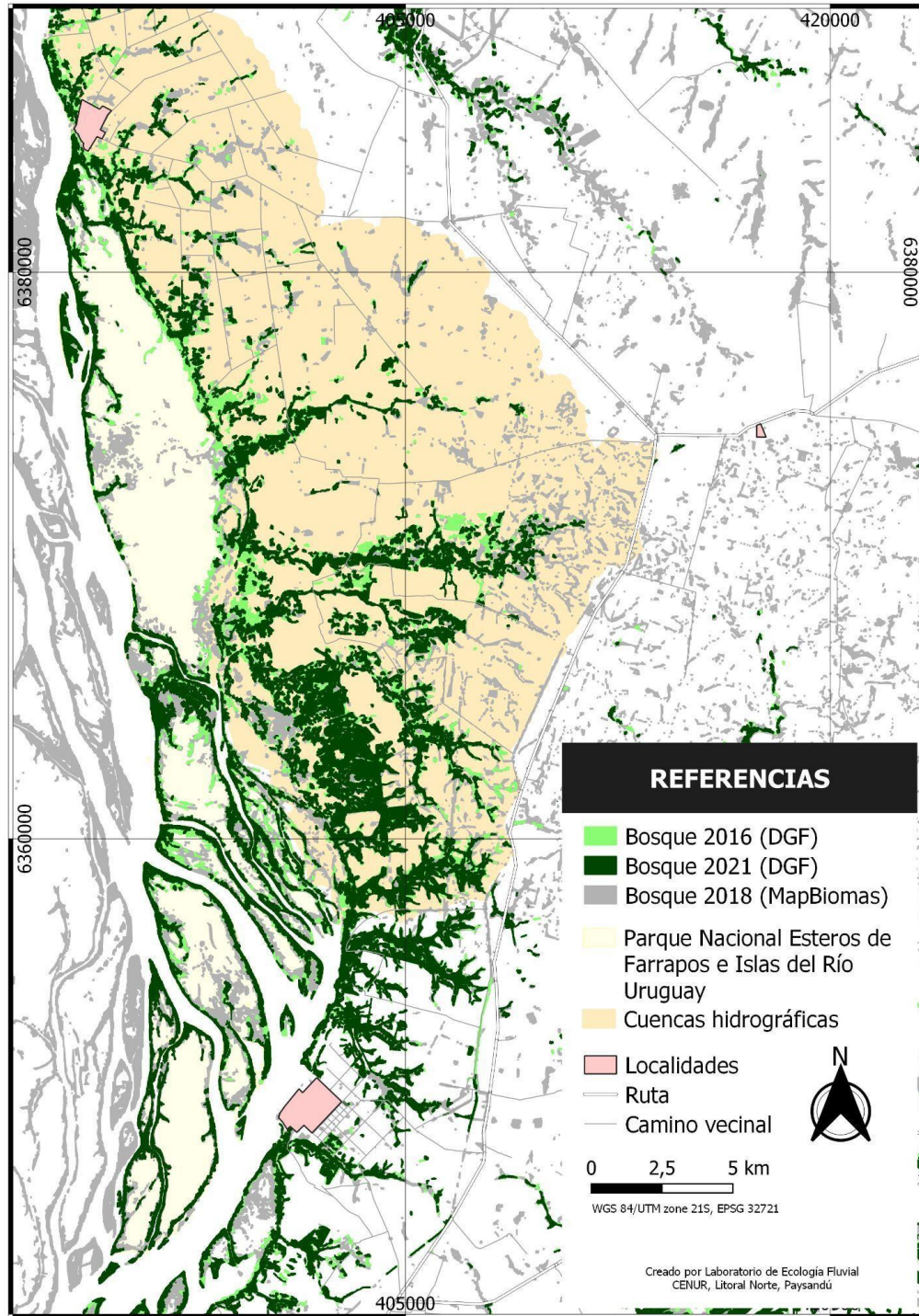


Figura 1.2. Mapa de distribución de bosque para los años 2016, 2018 y 2021, se resaltan en amarillo el área del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay y las cuencas hidrográficas adyacentes al área. La capa de 2016 no incluye área de bosques o forestación en las islas más al sur del Área Protegida, incluyendo la Isla Filomena Grande y Chico, y la Isla Bassi y

la Isla Palma Chica (ROU) en aguas del lado argentino del Río Uruguay.

1.2.3 Obtención de datos de NDVI

Para la obtención de valores de NDVI a escala mensual para el periodo abr-2013 hasta dic-2022 (10 años), se trabajó en la Plataforma Google Earth Engine (GEE), de código abierto. Google Earth Engine es una plataforma para usuarios sin fines de lucro, desarrolla el análisis de información georreferenciada de la Tierra desde los años 80 (Gorelick et al., 2017). En la misma se trabajó en base al lenguaje JavaScript, buscando ejecutar geoprocursos espaciales y obtener como resultado el producto NDVI como dato mensual del área protegida Parque Nacional Esteros Farrapos e Islas del Río Uruguay.

El NDVI se calcula en base de la diferencia entre la luz del infrarrojo cercano (NIR) y la luz roja (ROJO) [Eq. 1], dividido por la suma de ambas bandas de luz.

$$NDVI = \frac{(NIR - ROJO)}{(NIR + ROJO)}$$

Como es un índice, no lleva unidades, pero permite la comparación de verdor y actividad fotosintética a múltiples escalas, desde la planta (**Fig. 1.3**) hasta un paisaje como PNEFIRU. Se utiliza NDVI como un indicador de PPN, lo cual tiene una relación lineal estrecha con la productividad de biomasa y por ende también con el secuestro de carbono en la vegetación (Phillips et al., 2008).

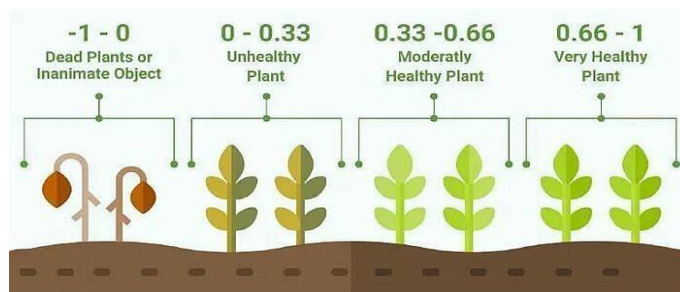


Fig. 1.3. Imagen del rango de valores de NDVI a escala planta, con valores de -1 a 1 (Fuente: <https://www.cropin.com/blogs/ndvi-normalized-difference-vegetation-index>).

La información de NDVI se puede obtener de varios productos satelitales, incluyendo imágenes de Sentinel, Landsat, hasta imágenes de drones con sensores, cada uno con una duración y frecuencia distinta. Dado el interés en evaluar la variabilidad del NDVI frente la variabilidad climática e hidrológica, inclusive de años con eventos El Niño o La Nina, se utilizó el producto Landsat (resolución espacial 30 x 30 m), lo cual permitió una extensión temporal de datos de NDVI de una década desde 2013, en comparación a imágenes de Sentinel (resolución espacial 10 x 10

m) que solo tienen datos disponibles a partir de 2017. Como fuente del dato para el cálculo de NDVI se utilizó la colección de imágenes satelitales de Landsat 8 (USGS Landsat 8, Nivel 2, Colección 2, Nivel 1). Dicha colección contiene información procedente de la reflectancia de la superficie terrestre y temperatura superficial, corregida atmosféricamente (Palacios Sánchez et al., 2018b). Diferentes procesos que se dan en la tierra sean de origen natural o antrópico generan gases y aerosoles que quedan suspendidos y aportan a nivel de la atmósfera cierto grado de turbidez, por lo que la reflectancia de los objetos en la superficie terrestre puede verse afectada por estos elementos o fenómenos, alterando la lectura final a nivel del sensor en el satélite. Es importante corregir ese aspecto atmosférico a fin de disminuir las fuentes de error en los resultados finales (Palacios Sánchez et al., 2018a). La información obtenida es derivada de los productos de los sensores OLI (*Operational Land Imager*) y TIRS (*Thermal Infrared Sensor*) presentes en Landsat 8, contando con datos satelitales desde mar-2013 al presente (<https://www.usgs.gov/landsat-missions>).

Es costumbre en cualquier análisis de información espacial corregir las series temporales para potenciales fuentes de error, a veces debido a nubosidad de la imagen u otros efectos atmosféricos. Por ende, sobre la colección de imágenes para el periodo 2013 - 2022 se aplicaron filtros espaciales, temporales y de nubes. Eso resultó en algunas fechas (meses) sin datos.

Para evaluar cómo varía el índice de productividad en diferentes coberturas de vegetación en el área se generaron series mensuales de NDVI. Seleccionamos como capas principales de enfoque el “bosque” y “humedal” (MapBiomass - año 2018) para el área protegida, y para las cuencas hidrográficas adyacentes al área protegida, se seleccionaron las capas de “agricultura o pastura”, “pastizal” y “silvicultura” (MapBiomass - año 2018).

1.2.4 Datos climáticos e hidrológicos

Los datos climáticos mensuales - precipitación acumulada, Índice de Sequía Palmer (PDSI en su sigla en inglés), y Temperatura promedio del aire - fueron obtenidos de datos grillados de CRU 4.06 (Climate Research Unit) desde 01-2013 hasta 12-2021 (datos de 2022 todavía no están disponibles) para el área de estudio a través de la plataforma KMNI Climate Explorer (Trouet & Van Oldenborgh, 2013). El Índice de Sequía de Palmer, un valor entre -4 (extremadamente seco) y +4 (extremadamente húmedo) se calcula por una serie de ecuaciones integrando la precipitación mensual, evapotranspiración, recarga de humedad del suelo, escorrentía, y pérdida de humedad de suelo (Alley, 1984).

A fines de comparar la productividad con la variabilidad hidrológica, obtuvimos datos diarios de nivel (H en metros) de la Dirección Nacional de Aguas (DINAGUA) para las estaciones hidrométricas en las ciudades de Fray Bentos (1929-2022) y Paysandú (1920-2022) sobre el Río Uruguay, margen izquierdo (disponible en: <https://www.ambiente.gub.uy>). Para el Objetivo 1, se

utilizaron los datos de nivel de 2013-2022 (Fig. 1.4).

Cabe resaltar que este periodo de 10 años incluye eventos de inundaciones extremos, tales como el de 21-27 de diciembre de 2015, cuando hubo 11.357 personas desplazados entre Artigas, Salto, Paysandú y Río Negro (Argentina, 2015). También incluye niveles bajos del río durante los meses de sequía asociada con La Niña en 2020, 2021 y 2022.

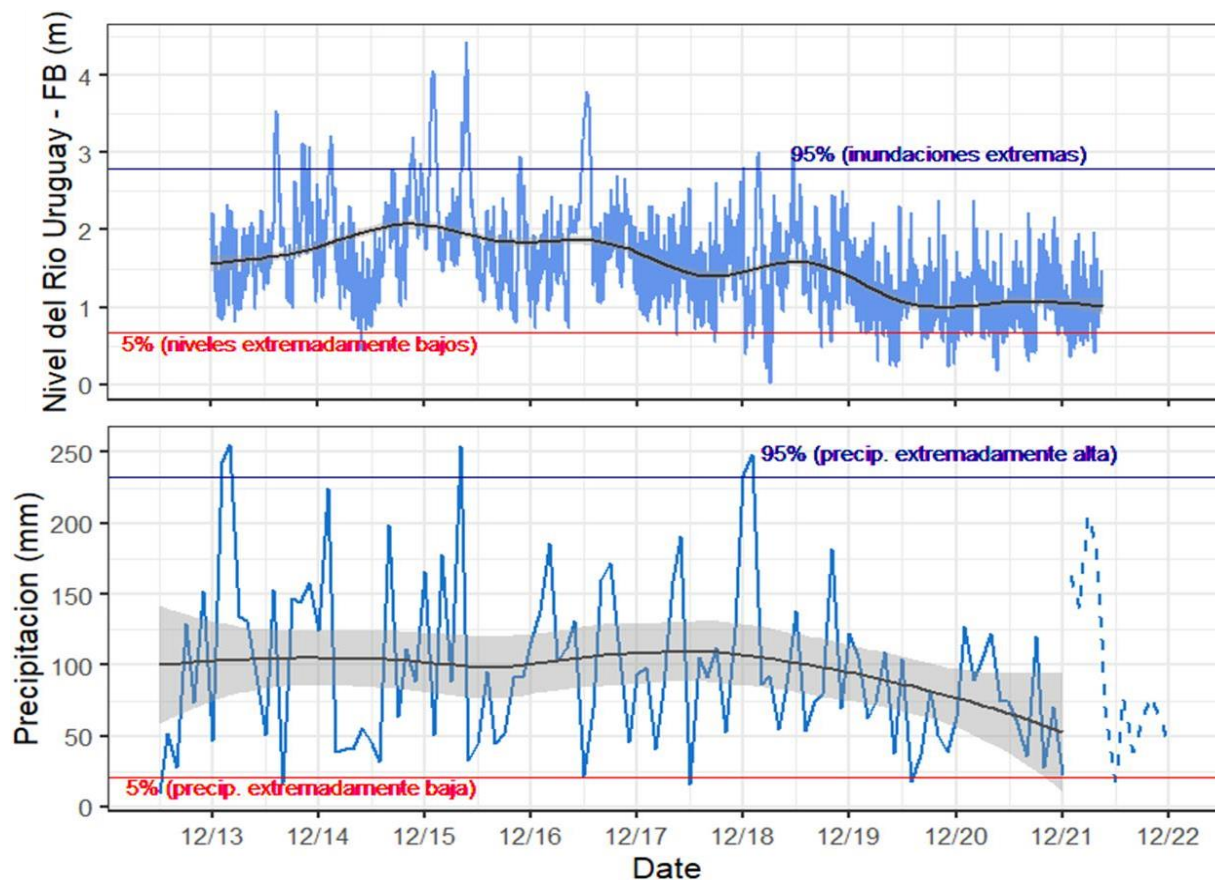


Figura 1.4. A) Nivel del Río Uruguay en la estación Fray Bentos (FB; DINAGUA) para el periodo 01-12-2013 a 20-04-2022. B) Precipitación acumulada mensual de datos grillados de CRU TS 4.06; datos de 2022 de EEMAC – F. Agronomía - UdelaR en línea quebrada. Líneas horizontales indican percentiles (95% y 5%) para identificar eventos extremos en el periodo de estudio.

1.2.2 Análisis de datos

Para evaluar la relación entre los variables hidroclimáticas - nivel del río, precipitación acumulada, índice de sequía y temperatura, y el NDVI mensual, se calculó el promedio mensual del nivel del Río Uruguay para desarrollar una serie temporal de datos en la misma escala temporal que el dato de NDVI. Se evaluó un desfase de 1 y 2 meses para evaluar si las variables hidroclimáticas tuvieron efectos sobre el NDVI en meses posteriores. Para evaluar relaciones entre variables a mayores escalas temporales, se calculó el promedio sobre 3, 6, 9 y 12 meses para todas las variables, NDVI, precipitación, índice de sequía y temperatura promedio.

En este informe mostramos los gráficos de las relaciones entre NDVI y factores hidroclimáticos sobre 6 meses, siendo la escala temporal que mostró mayores correlaciones, indicado por el valor del coeficiente de correlación de Pearson, R^2 . Finalmente se desarrolló un modelo lineal para evaluar la significancia del efecto de la precipitación, temperatura y altura del río sobre el NDVI mensual. Como el índice de sequía es un producto de temperatura y precipitación, y por ende no es independiente de estas variables, elegimos no incluirlo en el modelo.

1.3. Resultados Objetivo 1

1.3.1 Cobertura de suelo en el área de estudio (Producto 1).

En base a la capa 2018 de cobertura de suelo de MapBiomias Pampa, 97% del área protegida consta de humedal y bosque. Aproximadamente 65% (79,5 km²) del área es clasificada como “humedal” y 32% (39.6 km²) como “bosque” (**Fig. 1.5, Tabla 1.3**). La predominancia de los humedales y bosques en el PNEFIRU es consistente en el tiempo entre 1985-2018 (**Fig. 1.6**). La capa nacional de la DGF – MGAP, en base de imágenes Sentinel (10 x 10 m) de 2016, estimó un área total de bosque nativo de 19.22 km² en un área de 102 km² o 19% del área protegida, *excluyendo las islas en aguas argentinas*. En base de imágenes Sentinel de 2021, se estimó un área de bosque nativo de 19,03 km², o 16% del PNEFIRU según la DGF-MGAP (DGF 2021), cabe destacar que para la capa de bosque 2021 (DGF) se tuvo en cuenta la cobertura de bosque en las islas más al sur del PNEFIRU, detalle que no estaba presente en la capa de 2016 como se mencionó anteriormente. Las diferencias entre área total de superficie de bosque entre diferentes productos (e.g. DGF y MapBiomias) se pueden deber a diferencias en el proceso de clasificación y corrección. También existen pequeñas diferencias en la definición de bosque según el producto, MapBiomias define bosque tanto árboles como arbustos: “Vegetación natural con dosel continuo de leñosas arbóreas o arbustivas”, mientras que la capa de la DGF-MGAP es un mapeo de bosques compuestos de árboles, excluyendo coberturas de arbustos o arbustal. Por ende, la diferencia en la extensión y mapeo de bosque en el PNEFIRU se puede deber a incluir coberturas arbustivas como bosque (**Fig. 1.2**).

Cabe destacar que tanto en los productos de MapBiomias y DGF no se distingue entre cobertura de especies nativas vs. invasoras (ej. *Gleditsia triacanthos*). Dada la superficie limitada de otras clases de cobertura del suelo (p. ej., plantación forestal, espejos de agua, pastizal, bosque, etc.), el análisis del NDVI se centra únicamente en las dos clases de cobertura del suelo dominantes; Zona Pantanosa (humedal) y Bosque Nativo

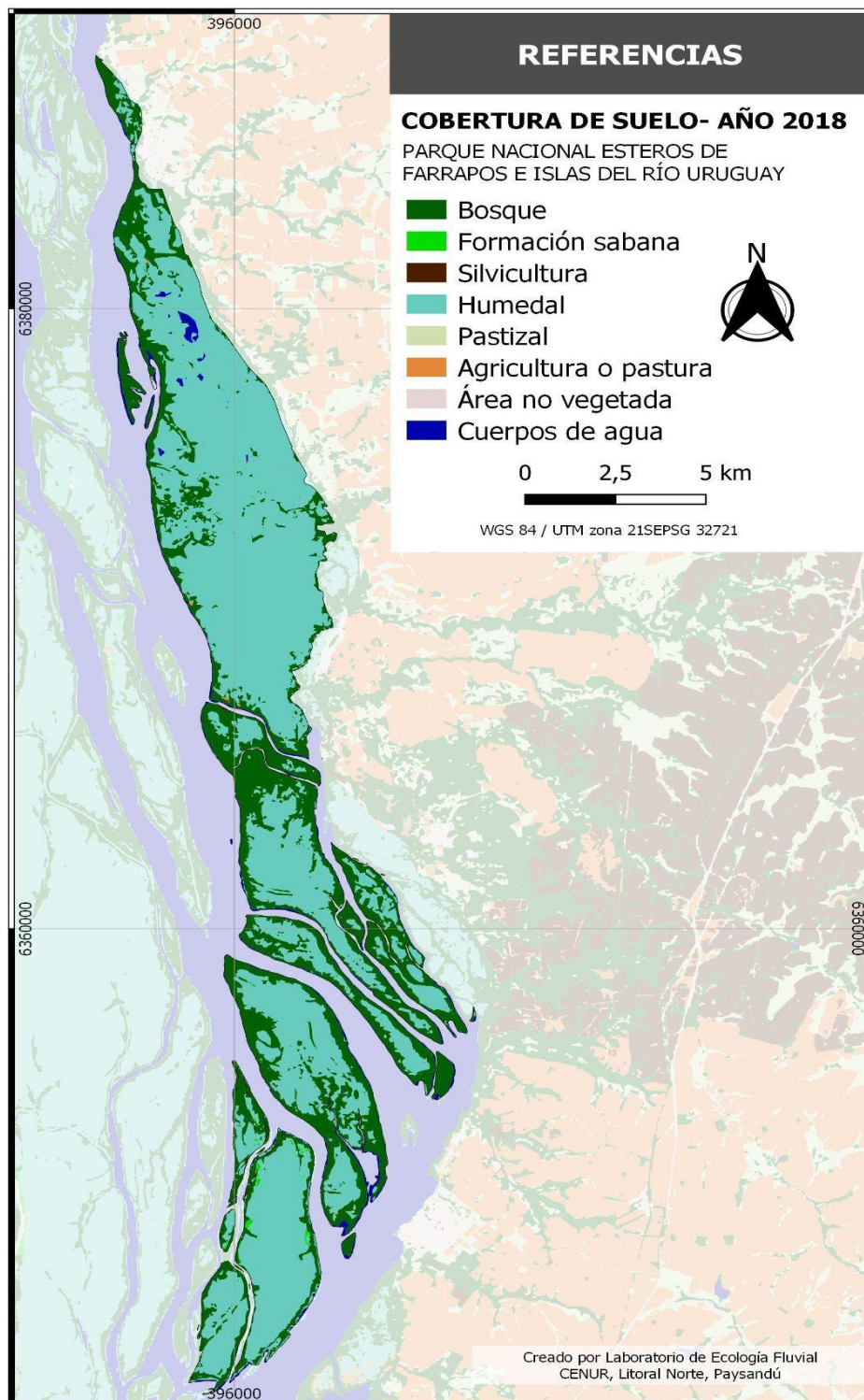


Figura 1.5. Mapa de coberturas de suelo en el Área Protegida PNEFIRU, en base del producto trinacional, MapBiomias Pampa del año 2018, Área de Estudio para Objetivo 1, el mapeo de NDVI como índice de productividad de la vegetación aérea del área.

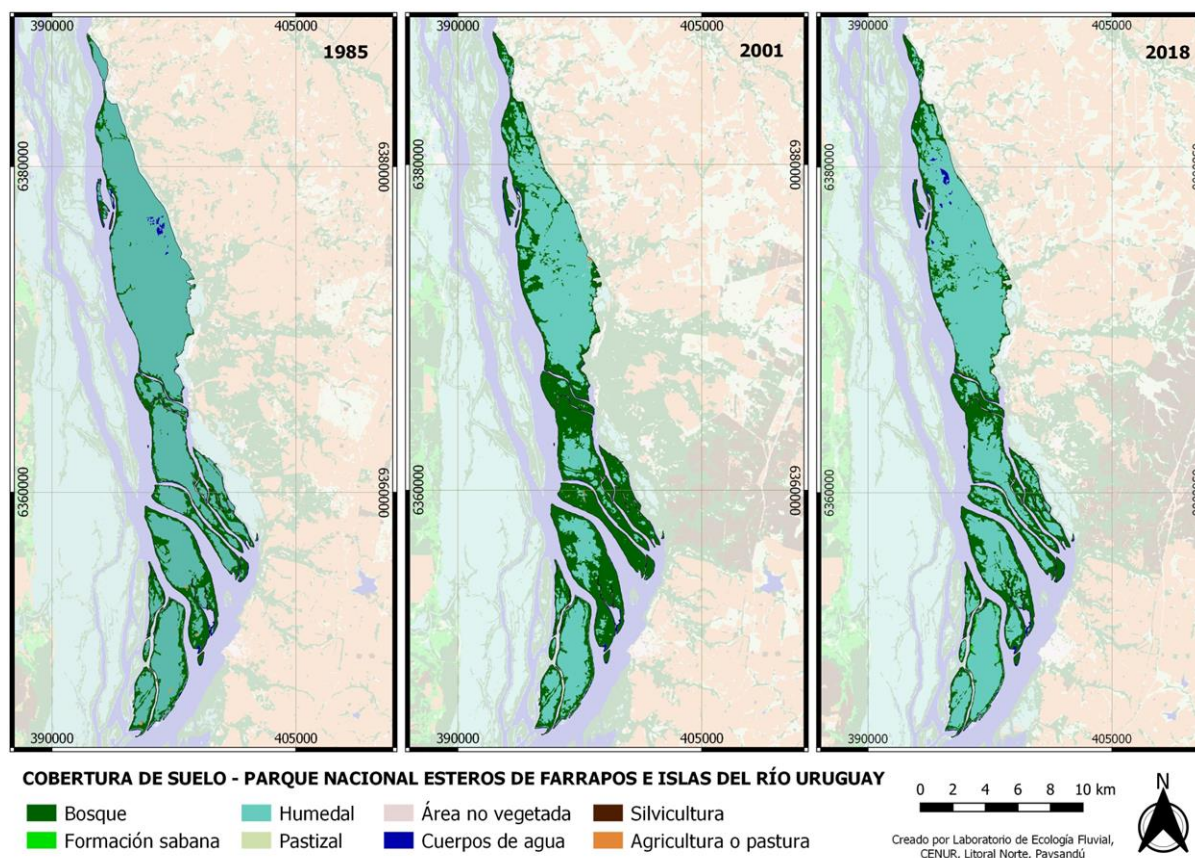


Figura 1.6. Mapas de cobertura de suelo en PNEFIRU, para los años 1985, 2001 y 2018. Información obtenida de MapBiomias Pampa.

Tabla 1.3. Área total en km² y porcentaje del PNEFIRU por cobertura de suelo según los productos de MapBiomias V.2.

Año	Área km ²			Porcentaje área		
	1985	2001	2018	1985	2001	2018
<i>Agricultura o pastura</i>	0.15	0.13	0.05	0%	0%	0%
<i>Área No Vegetada</i>	0	0.02	0.02	0%	0%	0%
<i>Bosque</i>	26.24	58.68	39.59	21%	48%	32%
<i>Formación sabana</i>	0	0	0.24	0%	0%	0%
<i>Humedal</i>	92.73	61.3	79.48	76%	50%	65%
<i>Pastizal</i>	0	0.05	0.02	0%	0%	0%
<i>Silvicultura</i>	0.2	0.04	0.06	0%	0%	0%
<i>Agua</i>	2.65	1.76	2.51	2%	1%	2%

Tabla 1.4. Coberturas de suelo clasificado para tres años 1985, 2001, 2018 en área total (km²) y porcentaje, para el área protegida PNEFIRU. Datos de coberturas obtenidos a través de MapBiomias Pampa. El cambio es la diferencia en cobertura de cada cobertura entre 2001 y 2018. Se destaca los valores de 2018 (en negrito) como el valor más reciente de cobertura total.

<i>Cobertura en PNEFIRU</i>	<i>1985</i>	<i>2001</i>	<i>2018</i>	<i>2016-DGF</i>	<i>2021-DGF</i>	<i>Cambio 1985-2018</i>	<i>Cambio (%)</i>
<i>Agricultura o pastura</i>	0.15	0.13	0.05			-0.1	0%
<i>Área No Vegetada</i>	0	0.02	0.02			0.02	0%
<i>Bosque</i>	26.24	58.68	39.59			13.35	11%*
<i>Humedal</i>	92.73	61.3	79.48			-13.25	-11%*
<i>Pastizal</i>	0	0.05	0.02			0.02	0%
<i>Formación sabana</i>	0	0	0.24			0.24	0%
<i>Silvicultura</i>	0.2	0.04	0.06			-0.14	0%
<i>Agua</i>	2.65	1.76	2.51			-0.15	0%
<i>Bosque (DGF)</i>				19.22**	19.03		0%

*El aumento percibido en área de bosque y pérdida de humedal puede deberse a la interpretación de coberturas por el producto MapBiomias, como también se podría interpretar como un posible resultado de la sucesión de la vegetación.

**Área de bosque nativo en 102 km² del área, excluyendo las islas en aguas argentinas.

Los cambios en cobertura de suelo entre 1985 y 2018 en el PNEFIRU fueron mínimos (**Tabla 1.4**), lo cual es esperable visto su historia de protección como sitio RAMSAR en 2004 y Parque Nacional en 2008, como también su larga historia de uso para ganadería, pesca, apicultura y otras actividades (Plan de Manejo PNEFIRU). Los cambios en el área total de humedal y bosque puede relacionarse con cambios en la detección y clasificación de arbustales en diferentes años.

1.2.6 Análisis temporal de NDVI

Se compararon las series temporales de NDVI para bosque nativo y humedales (“pastizal inundable”) del área protegida, con el NDVI de las clases de plantación forestal, pastizal y agricultura en las cuencas hidrográficas objetivo de estudio. De esta manera se pudo contextualizar

los patrones de NDVI en el área con sistemas productivos terrestres. Las series mensuales de datos de NDVI de 04-2013 hasta 12-2022 mostraron diferencias en los valores y rangos de productividad de las diferentes coberturas de suelo en el área de estudio.

En promedio, los valores de NDVI del humedal del área protegida no son significativamente diferentes a los valores de NDVI de la cobertura terrestre “Agricultura” (cultivos) en las cuencas. Sin embargo, cuando los niveles de los ríos son bajos, el NDVI es significativamente mayor que el de Agricultura y Pastizal (terrestre), y similar al de los bosques y plantaciones de árboles (**Fig. 1.7B**). Cuando los niveles de los ríos son altos y hay inundaciones, los humedales, como se esperaba, tienen un NDVI relativamente bajo (**Fig. 1.7C**). Esta disminución en NDVI puede indicar que disminuye el área foliar fotosintético, como también es un resultado de la reflectancia de luz por el agua, entonces el pixel no registra una señal “pura” de la vegetación, sino una señal “mixta” tanto de la vegetación arriba del nivel del agua, como también el agua en sí. Por este motivo es favorable calibrar valores de NDVI con un monitoreo mensual de producción de biomasa en el campo cuando sea posible.

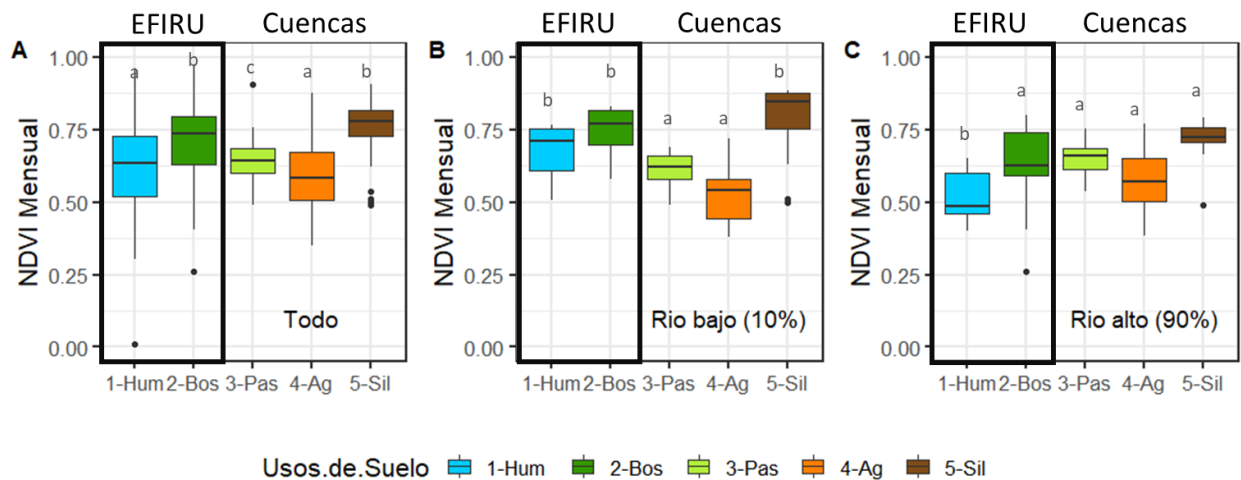


Figura 1.7. Boxplot (cuartiles – 25%, 50%, y 75%) de valores mensuales de NDVI por cobertura de suelo en el Área protegida (Bosque y Humedal) y en las cuencas hidrográficas del estudio (Agricultura, Pastizal, Forestación) para A) todos los datos, B) meses de río bajo, y C) meses de río alto. Cabe resaltar los cambios en valores de NDVI entre pastizales inundados (humedales) y pastizales terrestres en escenarios de río bajo y río alto.

Los resultados de NDVI bajo diferentes escenarios climáticos también resaltan los valores relativamente altos de NDVI de los pastizales inundados y bosque nativo que dominan el PNEFIRU. Los valores bajos de NDVI en meses fríos sugieren una fuerte estacionalidad en el NDVI, lo cual no se observa en la plantación forestal (**Fig. 1.8**).

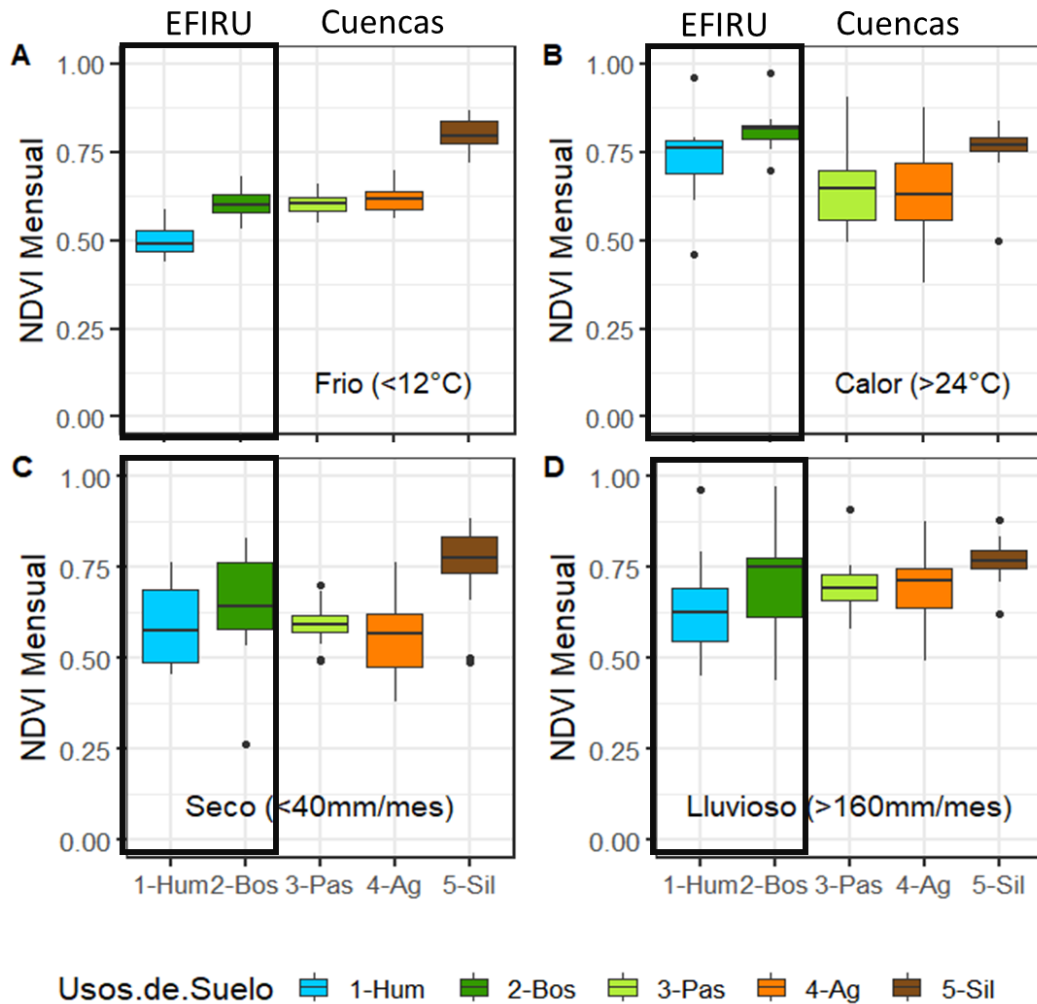


Figura 1.8 Boxplot (cuartiles – 25%, 50%, y 75%) de valores mensuales de NDVI por cobertura de suelo en el Área protegida (Bosque y Humedal) y en las cuencas hidrográficas del estudio (Agricultura, Pastizal, Forestación) para A) meses fríos (promedio mensual $<12^{\circ}\text{C}$), B) meses calurosos (promedio mensual $>24^{\circ}\text{C}$); C) meses secos ($<40\text{ mm mes}^{-1}$) y D) meses lluviosos ($>160\text{ mm mes}^{-1}$).

El modelo lineal estadístico para el NDVI mensual (desfasado un mes de la serie temporal de los variables hidroclimáticas) muestra que los valores del NDVI se ven afectados significativamente por la precipitación, la temperatura y el efecto interactivo entre la temperatura y el nivel medio mensual del agua (H) del Río Uruguay (**Tabla 1.5**). El efecto interactivo indica que el efecto de la temperatura sobre el NDVI depende del nivel del río. Por ejemplo, en meses cálidos de verano, un aumento del nivel del río resulta en una disminución de NDVI; al contrario, cuando los niveles del río son relativamente bajos, un aumento en temperatura mensual aumenta el NDVI. El desfase entre variables se elige en base del mayor valor de R^2 ; cabe destacar que un desfase de un mes

entre datos mensuales de NDVI de bosques y precipitación se utilizó en Lucas et al. (2017).

Tabla 1.5. Parámetros del modelo para los efectos directos e interactivos del nivel del río (H), la precipitación (PPT) y la temperatura del aire (Taire) en el NDVI mensual.

<i>Parámetro</i>	<i>Valor F</i>	<i>Valor p</i>	<i>Coefficientes</i>
<i>H</i>	55.6	<0.001***	-0.16
<i>PPT</i>	46.1	<0.001***	1.50e-04
<i>Taire</i>	54.4	<0.001***	-2.02e-02
<i>Landuse</i>	103.8	<0.001***	(variable)
<i>H:Landuse</i>	29.0	<0.001***	(variable)
<i>H:PPT</i>	5.4	0.02*	-2.34e-04
<i>H:Taire</i>	9.2	0.002*	1.03e-02
<i>PPT:Taire</i>	0.52	NS	7.40e-05
<i>PPT:Landuse</i>	1.5	NS	(variable)
<i>Taire:Landuse</i>	27.7	<0.001***	(variable)
<i>H:PPT:Taire</i>	4.6	0.03*	-1.39e-05
<i>H:PPT:Landuse</i>	1.6	NS	(variable)
<i>H:Taire:Landuse</i>	1.4	NS	(variable)
<i>PPT:Taire:Landuse</i>	0.6	NS	(variable)

Entre los resultados, se destaca los altos valores de NDVI en las coberturas de bosque nativo y humedal, con valores de NDVI > 0,65 con mayor frecuencia que los sistemas terrestres (e.g. Pastizal y Agricultura (**Fig. 1.9A, B**)). Se destacan los humedales como el sistema con el mayor rango de valores de NDVI por los cambios importantes durante las inundaciones (**Fig. 1.9A**). Finalmente, los humedales tienen mayor NDVI cuando los niveles diarios del Río Uruguay son bajos (<1.75 m según mediciones de Fray Bentos). Como fue mencionado anteriormente, los valores bajos de NDVI en humedal cuando hay inundaciones es un resultado de la combinación de la firma espectral de la vegetación y el agua. Los valores de NDVI de agua pura son negativos (<0) porque el agua tiene una baja reflectancia en rojo, pero casi ninguna reflectancia de luz Infrarrojo cercano (NIR)

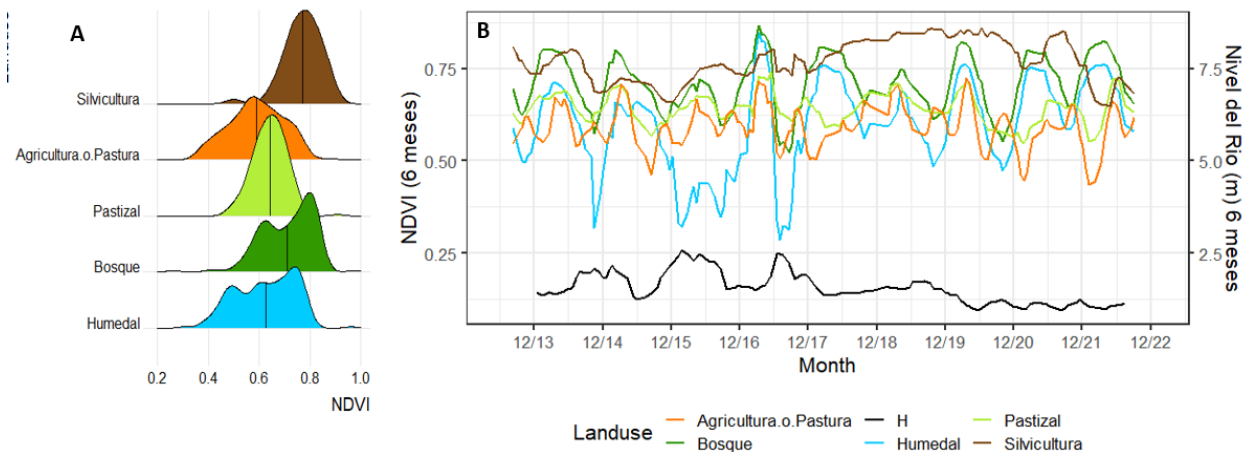


Figura 1.9. A) Frecuencia de valores de NDVI para el periodo 2013-2022 en las cinco coberturas de suelo: humedal, bosque, silvicultura, pastizal, y agricultura o pastura. La línea vertical indica el valor promedio mensual. Se puede apreciar los altos valores de NDVI en bosque nativo, comprables con los valores de Silvicultura, como también el rango de valores de NDVI en los humedales con alta frecuencia de valores entre 0,65 y 0,80. **B)** Serie temporales de valores de NDVI, suavizado por un promedio móvil de 6 meses para visualizar tendencias estacionales. En negro (eje Y a la derecha) son los valores del nivel del río Uruguay, también suavizado por un promedio móvil de 6 meses.

La relación entre NDVI y factores climáticos e hidrológicos depende de la cobertura de suelo analizado. Por ejemplo, el NDVI está altamente relacionado con el nivel del río Uruguay, siendo que este índice de productividad disminuye de forma exponencial cuando el río sube (**Fig. 1.10**). Al contrario, solo con niveles del río mayor a 3.0 m, se puede observar una disminución de NDVI en el bosque nativo (**Fig. 1.10**). Semejante a los pastizales inundables, eso puede indicar el nivel del río donde hay mucha influencia del agua sobre la señal espectral de la vegetación boscosa. Una forma de evaluar si realmente los árboles sufren una disminución en PPN anual es a través de estudios de anillos de crecimiento anual, o dendrocronología. Las clases de cobertura de suelo terrestre - agricultura, pastizal y plantación forestal - no muestran una relación entre el NDVI y el nivel del río (**Fig. 1.10**), pero sí responden a otros factores climáticos (ver valores R^2 en **Fig. 1.11**).

Hubo una estrecha relación positiva entre la temperatura del aire y el NDVI en los sistemas dominantes del PNEFIRU - humedal y bosque nativo a escala mensual ($R^2 = 0.42$ y 0.49 , respectivamente, **Fig. 1.11**). Probablemente esté relacionado a la estacionalidad de los valores de NDVI (**Fig. 1.9B**), vinculado a los ciclos de senescencia de la vegetación nativa.

En las cuencas hidrográficas adyacentes al PNEFIRU, la cobertura pastizal natural tiene una respuesta positiva a aumentos de precipitación ($R^2 = 0.23$) y también aumentos en el Índice de Sequía ($R^2 = 0.25$; donde valores positivos del índice indican menor sequía y más disponibilidad de agua; **Fig. 1.11**).

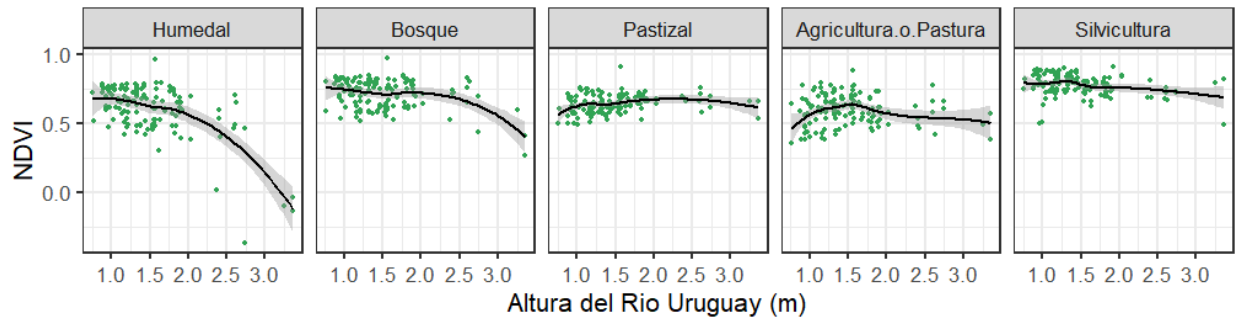


Figura 1.10. Relación no-lineal entre el NDVI mensual entre 2013-2022 y el nivel promedio mensual del Río Uruguay (Fray Bentos) en el mismo periodo.

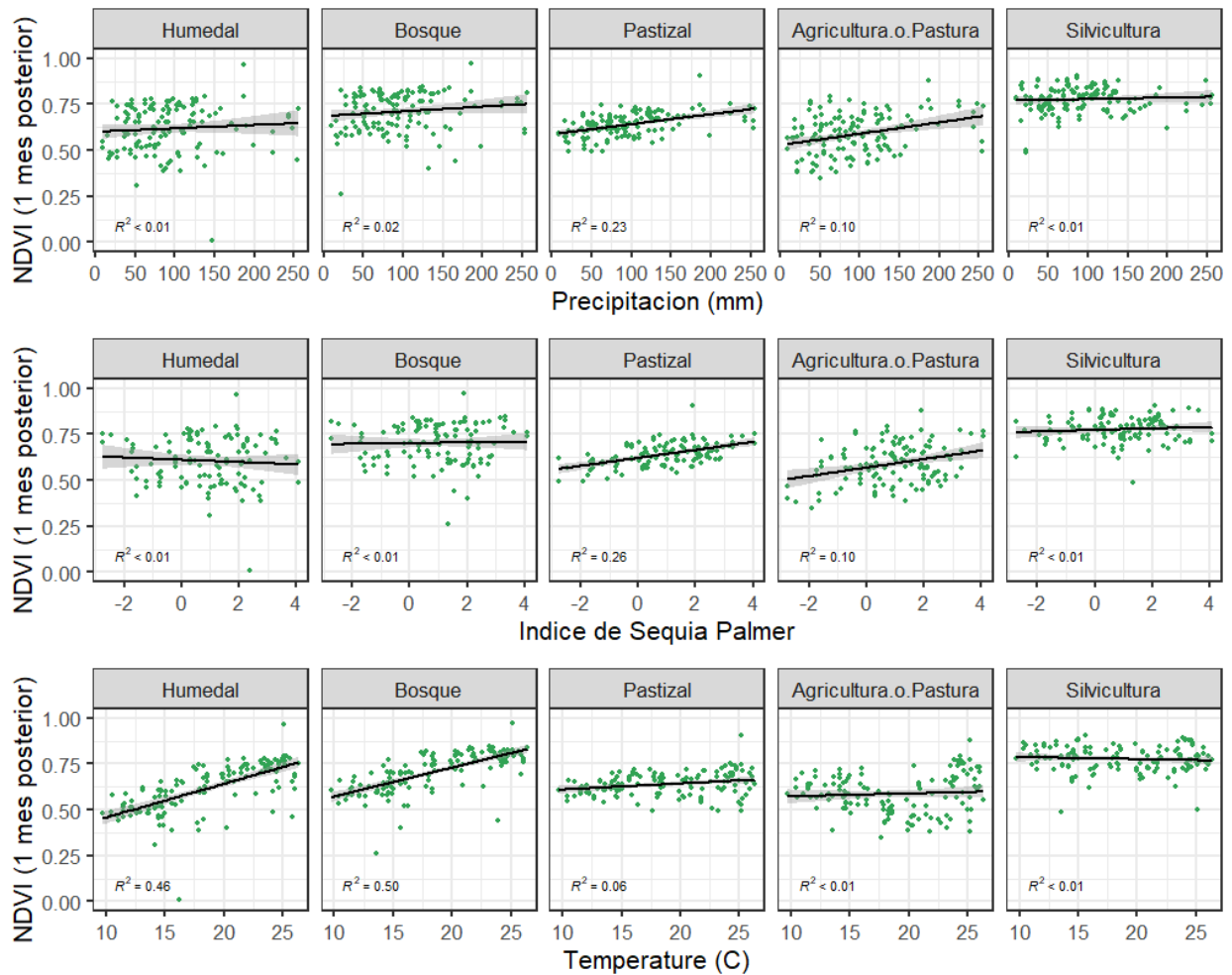


Figura 1.11. Relación lineal entre el NDVI mensual entre 2013-2022 y el nivel promedio mensual

de tres factores climáticos regionales - precipitación, Índice de Sequía Palmer, y Temperatura mensual - en el mismo periodo. Los valores R^2 son coeficientes de correlación Pearson.

Podría esperarse que, si bien las inundaciones extremas a escala mensual tienen un efecto negativo en la productividad, durante períodos de tiempo más prolongados pueden aumentar la productividad. Los resultados muestran que la relación negativa entre el NDVI del humedal y el nivel del agua continúa incluso en estas escalas de tiempo más amplias de 6 meses (Figs. 1.12 y 1.13).

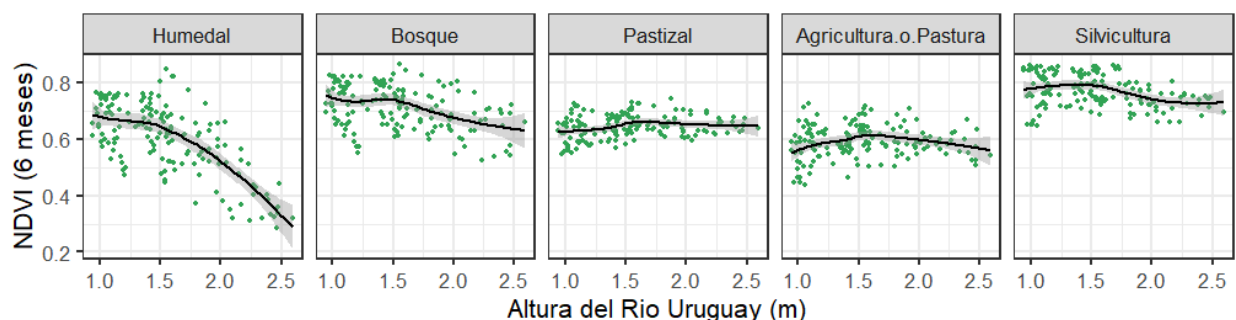


Figura 1.12. Relación no-lineal entre el NDVI, entre 2013-2022 y el nivel promedio del Río Uruguay en Fray Bentos en el mismo periodo, suavizado por el promedio móvil de 6 meses.

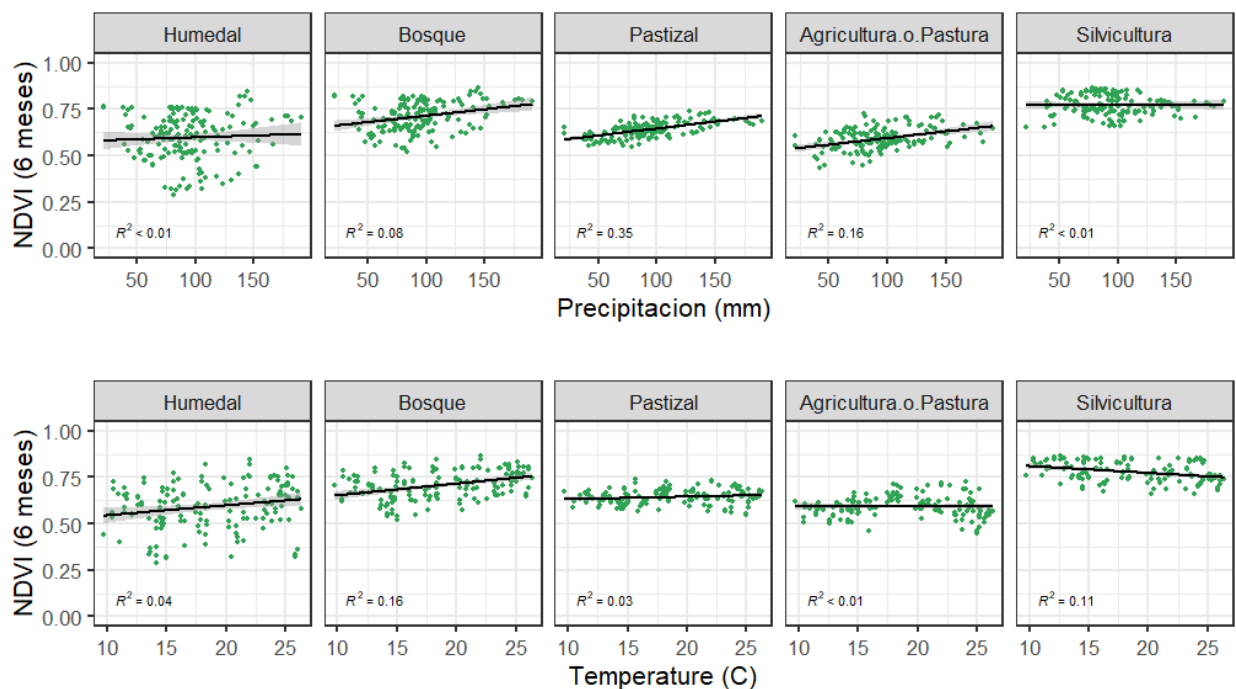


Figura 1.13. Relación entre el NDVI entre 2013-2022 y factores climáticos regionales, suavizado por el promedio móvil de 6 meses - precipitación, y Temperatura mensual - en el mismo periodo. Los valores R^2 son coeficientes de correlación Pearson.

Visto las diferencias entre valores de NDVI de las coberturas de suelo, planteamos la pregunta de las diferencias en NDVI entre los humedales PNEFIRU y áreas terrestres (cuencas). Comparando el área protegida PNEFIRU y las cuencas adyacentes, se puede observar que en promedio, no hay diferencia significativa entre estas dos áreas. Sin embargo, las diferencias aparecen cuando evaluamos condiciones extremas del Río Uruguay. Cuando los niveles son altos ($\geq 90\%$), y hay inundaciones, los valores de NDVI son mayores en la cuenca. Sin embargo, cuando los niveles del río son bajos, el NDVI de los humedales es mayor que las cuencas (Fig.1.14). Estas diferencias no son menores considerando que los humedales están dominados por coberturas de vegetación natural (compuestos por especies nativas y especies exóticas) y en las cuencas, dominan coberturas de suelo de sistemas productivos intensivos.

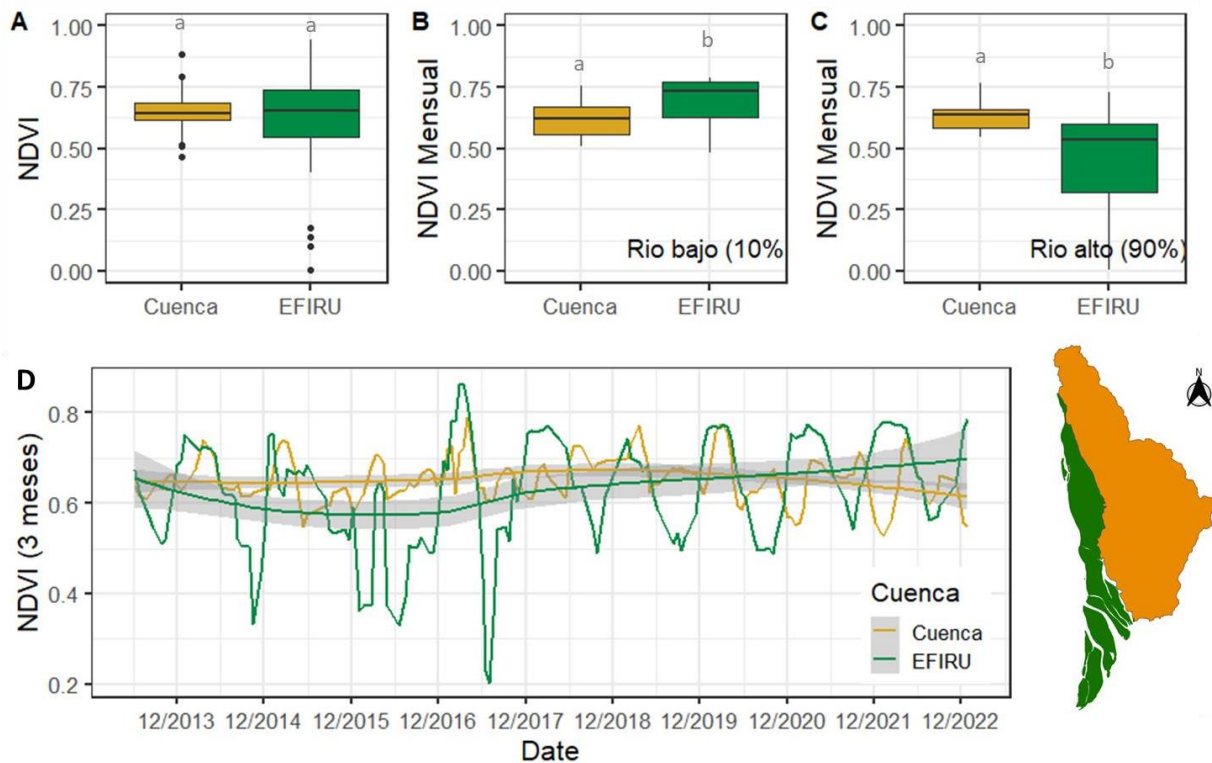


Figura 1.14. Boxplot (cuartiles – 25%, 50%, y 75%) de valores mensuales de NDVI por cobertura de suelo en el área protegida (PNEFIRU) y en las cuencas hidrográficas (Cuencas) para A) todos los datos, B) meses de río bajo, y C) meses de río alto. D) Serie temporales de valores de NDVI, suavizado por un promedio móvil de 3 meses para visualizar tendencias estacionales.

1.2.7 Análisis espacial de NDVI

La variabilidad espaciotemporal en NDVI resulta ser un indicador de dos fenómenos relacionados al cambio climático. Como se propuso en los objetivos, el NDVI es un indicador de la productividad de la vegetación, con valores altos como un indicador de alta producción de biomasa fotosintética y por ende altas tasas de secuestro de carbono. Sin embargo, en los grandes humedales resulta interesante el NDVI también como indicador de la frecuencia y duración de inundaciones, particularmente en zonas bajas (Powell et al., 2014).

A escala anual, se observa con el mapa de NDVI promedio, las zonas de mayor índice de productividad del área protegida. El desvío estándar refleja en cuales zonas el NDVI es más o menos variable, destacando la zona centro-norte como área de alta variabilidad, como también los márgenes de las islas. El NDVI mínimo refleja los valores mínimos anuales de NDVI, aclarando que el año del valor máximo NDVI puede variar entre cuadrantes, destacando la costa del Río Uruguay y bordes de las islas con valores que superan un NDVI de 0,75 (Fig. 1.15).

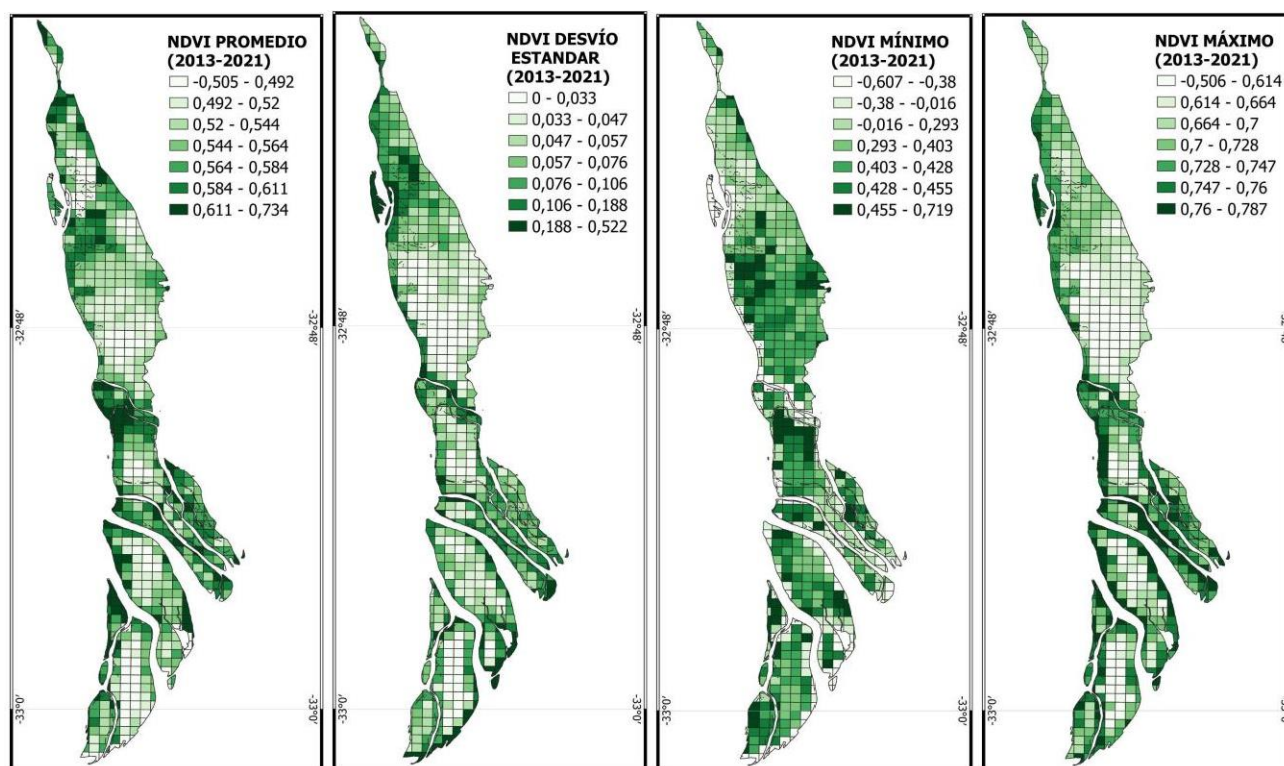


Figura 1.15. Mapa de NDVI promedio, desvío estándar, mínimo y máximo anual por cuadrículas de 500 x 500 m para el Área Protegida, PNEFIRU, entre 2013 y 2022, detallado en Anexo B.

4. Síntesis - Objetivo 1

Respecto al Objetivo 1, se utilizó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) para representar el servicio de secuestro de carbono por la vegetación. Se logró comparar los valores de NDVI de los humedales y bosque del PNEFIRU con las coberturas de suelo terrestres - agricultura o pasturas, silvicultura y pastizal - para evaluar el aporte relativo del humedal a la producción primaria anual promedio, y durante eventos extremos hidroclimáticos entre 2013 y 2022, generando información base potencial para futuras investigaciones que apunten a la productividad y servicios que brindan los humedales.

En base a diez años de datos mensuales del índice, el NDVI mensual en bosque nativo en el área protegida tuvo un promedio de $0,71 \pm 0,10$, con valores máximos de 0,97, resaltando la alta productividad primaria del monte nativo en el PNEFIRU. Las áreas de silvicultura tuvieron un NDVI promedio de $0,77 \pm 0,07$ con máximos de 0,91 en las cuencas hidrográficas aledañas. Se presentó un amplio rango de valores de NDVI en el humedal entre -0,39 durante periodos de inundación y 0,96, reflejando su alta productividad en escenarios de niveles normales y bajos del Río Uruguay y estaciones cálidas. Por ejemplo, en niveles bajos menor de 10 percentile, el humedal tiene un NDVI de 0,72, mientras que en niveles altos mayor de 90 percentile, tiene un NDVI mediana de 0,43. Dichos valores se influyen tanto por la presencia del agua durante las inundaciones y su influencia en disminuir los valores de NDVI, como también por los cambios en la vegetación en sí (*p. ej.* cambios en la tasa fotosintética, senescencia de hojas pos-inundación, mortandad de tejidos aéreos y/o la formación de una capa de deposición de sedimentos formado por la decantación de sedimentos en aguas de inundaciones del río).

La relación entre el NDVI de los humedales y el nivel de río indica que - tanto a escala temporal mensual y bianual (cada 6 meses) existe una disminución en el NDVI cuando sube el río sobre cierto umbral. La variabilidad en la respuesta de la vegetación al nivel del río en diferentes años y diferentes meses refleja comentarios hechos por residentes de la zona que observan diferencias en la respuesta de la vegetación según el tipo de inundación y la fuente de agua de la misma (e.g., pluviales vs. del río). Finalmente, el mapeo espacial de NDVI brinda una base para una identificación de áreas de alta productividad, y áreas que tienen índices de productividad variable, susceptibles a la variación hidro-climático como también el manejo de la pastura para ganado u otro uso que puede alterar la biomasa aérea y el índice área foliar de la vegetación.

La relación entre el NDVI de los pastizales inundables y el nivel de río indica que este índice puede ser utilizado no solo como proxy de la productividad primaria neta sino también como indicador de la frecuencia y extensión de inundaciones en el área. Visto la complejidad hídrica que presenta el sistema de humedales y bosque del PNEFIRU, y su gran tamaño, el NDVI puede contribuir a determinar la frecuencia y duración de inundaciones históricas.

Para llegar a una estimación de secuestro de carbono en la vegetación, o en el suelo, y para estimar la producción durante las inundaciones, es necesario inventarios de colecta de biomasa en

parcelas, y luego una evaluación de valores in situ con valores de NDVI a mayor escala espacial para estimar secuestro de carbono por hectárea o por km².

Este trabajo aporta a la evaluación de un índice de productividad primaria neta y su variabilidad en el espacio y el tiempo, facilitando su comparación con otros sitios en el corredor del Río Uruguay. Los resultados muestran en general la alta capacidad productiva - en términos de vegetación - y como la productividad responde a variabilidad temporal en el nivel del río y en las temperaturas del aire.

5. Bibliografía

Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 257-284.

Alley, W. M. (1984). The Palmer drought severity index: limitations and assumptions. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 23(7), 1100-1109.

Argentina, G. 2015. Situation Report. Uruguay - Inundaciones: Reporte de Situación 21 al 27 de Diciembre de 2015. Reliefweb, <https://reliefweb.int/report/uruguay/uruguay-inundaciones-reporte-de-situacion-21-al-27-de-diciembre-de-2015>.

Baeza, S., Vélez-Martin, E., De Abelleira, D., et al. 2022. Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomass Pampa initiative. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 28, 100834.

Ceroni, M., Achkar, M., Gazzano, I., et al. 2015. Estudio del NDVI mediante análisis multiescalar y series temporales utilizando imágenes SPOT, durante el período 1998-2012 en el Uruguay. *Revista de Teledetección*, 43, 31-42.

Davidson, N., Van Dam, A., Finlayson, C., et al. 2019. Worth of wetlands: revised global monetary values of coastal and inland wetland ecosystem services. *Marine and Freshwater Research*, 70, 1189-1194.

DeLaune, R. & White, J. R. 2012. Will coastal wetlands continue to sequester carbon in response to an increase in global sea level?: a case study of the rapidly subsiding Mississippi river deltaic plain. *Climatic Change*, 110, 297-314.

DINAMA. 2014. Plan de manejo del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay. Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Last revision Mayo 2017. .In D.-D. N. d. M. Ambiente, editor., <http://www.mvotma.gub.uy/areasprotegidas/item/10006532-esteros-de-farrapos-e-islas-del-rio-uruguay.html>.

Erwin, K. L. 2009. Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a



changing world. *Wetlands Ecology and management*, 17, 71-84.

Fabricante, I., Oesterheld, M. & Paruelo, J. 2009. Annual and seasonal variation of NDVI explained by current and previous precipitation across Northern Patagonia. *Journal of Arid Environments*, 73, 745- 753.

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., et al. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18-27.

Guido, A., Diaz Varela, R., Baldassini, P., et al. 2014. Spatial and Temporal Variability in Aboveground Net Primary Production of Uruguayan Grasslands. *Rangeland Ecology & Management*, 67, 30-38.

Hernández, M. E. 2010. Wetland soils as carbon sinks and sources of methane. *Terra Latinoamericana*, 28, 139-147.

Huete, A. R. 2012. Vegetation indices, remote sensing and forest monitoring. *Geography Compass*, 6, 513- 532.

Kayranli, B., Scholz, M., Mustafa, A., et al. 2010. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review. *Wetlands*, 30, 111-124.

Lezama, F., Baeza, S., Altesor, A., et al. 2014. Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient. *Journal of Vegetation Science*, 25, 8-21.

Lucas, C., Ceroni, M., Baeza, S., et al. 2017. Sensitivity of subtropical forest and savanna productivity to climate variability in South America, Uruguay. *Journal of Vegetation Science*, 28, 192-205.

Meave, J. & Kellman, M. 1994. Maintenance of rain forest diversity in riparian forests of tropical savannas: implications for species conservation during Pleistocene drought. *Journal of Biogeography*, 121-135.

MGAP. 2023. Cartografía Forestal Nacional 2021. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca - Dirección General Forestal.

Mitsch, W. J., Bernal, B., Nahlik, A. M., et al. 2013. Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, 28, 583-597.

Moomaw, W. R., Chmura, G., Davies, G. T., et al. 2018. Wetlands in a changing climate: science, policy and management. *Wetlands*, 38, 183-205.

Palacios Sánchez, L. A., Paz Pellat, F., Oropeza Mota, J. L., et al. 2018a. Atmospheric corrector in Landsat images. *Terra Latinoamericana*, 36, 309-321.

Palacios Sánchez, L. A., Paz Pellat, F., Oropeza Mota, J. L., et al. 2018b. Corrector atmosférico



en imágenes Landsat. *Terra Latinoamericana*, 36, 309-321.

Paruelo, J. M., Pineiro, G., Baldi, G., et al. 2010. Carbon Stocks and Fluxes in Rangelands of the Río de la Plata Basin. *Rangeland Ecology & Management*, 63, 94-108.

Phillips, L. B., Hansen, A. J. & Flather, C. H. 2008. Evaluating the species energy relationship with the newest measures of ecosystem energy: NDVI versus MODIS primary production. *Remote Sensing of Environment*, 112, 4381-4392.

Powell, S., Jakeman, A. & Croke, B. 2014. Can NDVI response indicate the effective flood extent in macrophyte dominated floodplain wetlands? *Ecological indicators*, 45, 486-493.

Reis, V., Hermoso, V., Hamilton, S. K., et al. 2017. A global assessment of inland wetland conservation status. *Bioscience*, 67, 523-533.

Sheehan, L., Sherwood, E. T., Moyer, R. P., et al. 2019. Blue carbon: an additional driver for restoring and preserving ecological services of coastal wetlands in Tampa Bay (Florida, USA). *Wetlands*, 39, 1317- 1328.

SNAP. 2008. Propuesta de inclusión del área protegida “Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay” al Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

Toranza, C., Lucas, C. M. & Ceroni, M. 2019. Spatial distribution and tree cover of hillside and ravine forests in Uruguay: the challenges of mapping patchy ecosystems. *Agrociencia (Uruguay)*, 23, e85.

Trouet, V. & Van Oldenborgh, G. J. 2013. KNMI Climate Explorer: a web-based research tool for high- resolution paleoclimatology. *Tree-Ring Research*, 69, 3-13.

van Leeuwen, W. J. D., Hartfield, K., Miranda, M., et al. 2013. Trends and ENSO/AAO Driven Variability in NDVI Derived Productivity and Phenology alongside the Andes Mountains. *Remote Sensing*, 5, 1177- 1203.

Vassallo, M. M., Dieguez, H. D., Garbulsky, M. F., et al. 2013. Grassland afforestation impact on primary productivity: a remote sensing approach. *Applied Vegetation Science*, 16, 390-403.

Villa, J. A. & Bernal, B. 2018. Carbon sequestration in wetlands, from science to practice: An overview of the biogeochemical process, measurement methods, and policy framework. *Ecological Engineering*, 114, 115-128.

Whiting, G. J. & Chanton, J. P. 2001. Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. *Tellus B*, 53, 521-528.

Obj. 2. Regulación de procesos de eutrofización y carga de nutrientes en el agua

SERVICIO DE REGULACIÓN: Regulación de procesos de eutrofización y carga de nutrientes en ecosistemas de agua dulce

2.1 Antecedentes

Uno de los servicios más importantes de los humedales y de las zonas ribereñas en cuencas agrícolas y agrícola-ganadera es la regulación de procesos de eutrofización de las aguas. La designación y gestión de zonas de amortiguación ribereña (ZAR) es una herramienta ampliamente utilizada para mitigar el impacto de la erosión en los cuerpos de agua, como también otros fuentes de contaminación que aportan a la eutrofización de las aguas (Lowrance et al., 1997; Sliva & Williams, 2001). Uno de los principales objetivos del manejo de la ZAR es la retención de nutrientes, y, por lo tanto, la mitigación de la eutrofización, la erosión del suelo y la sedimentación de arroyos (Valkama et al., 2019). Se considera que estos servicios, así como la modulación de la temperatura del agua y las entradas de material orgánico, se proporcionan mediante franjas de amortiguación de ancho variable (Wenger, 1999). En Uruguay, los ejemplos de la delimitación y gestión de zonas de amortiguación provienen de la Cuenca Santa Lucia, donde se establecieron zonas de amortiguación a fines de mejorar la calidad del agua del río (MVOTMA, 2017).

Los humedales son parte de la ZAR en grandes sistemas fluviales como el Río Uruguay y tienen alta capacidad de retención de suelos, sedimentos y nutrientes, dado su geomorfología como también la alta productividad mencionada en el Objetivo 1. La alta productividad de la vegetación facilita una alta tasa de absorción de nutrientes en la ZAR, como también la producción de biomasa subterránea (raíces) brinda fuentes de carbono para sostener el microbioma, incluyendo bacterias en el suelo involucrados en el ciclado de nutrientes. La capacidad de sostener un microbioma capaz de transformar nutrientes y eliminar contaminantes es uno de los servicios de humedales naturales como artificiales (Moazzem et al., 2023). Dado su ubicación en la zona de transición entre sistemas terrestres (y muchas veces productivos) y sistemas acuáticos, los humedales brindan el servicio de amortiguar impactos de las actividades terrestres en el agua, como también amortiguar el impacto de inundaciones sobre sistemas terrestres.

La erosión del suelo en la cuenca hidrográfica es una de las vías de transporte de nutrientes hacia los humedales y finalmente a los ríos (Quinton et al., 2010). El riesgo de erosión en la cuenca está vinculado a la frecuencia y severidad de precipitaciones; como también la geomorfología del terreno, la cobertura del suelo, las características de la vegetación, y las prácticas de manejo. Los humedales también están sujetos a la erosión vinculado a la hidrología del mismo río, lo cual está

explicado en el Objetivo 3. Respecto a la erosión de suelos en la cuenca y el transporte de suelos y sedimentos hacia los cuerpos de agua, estudios en la Cuenca del Río Negro muestran un aumento en la erosión del suelo y acumulación de sedimentos en el río en las últimas décadas (Foucher et al., 2023). Estos procesos de erosión del suelo están asociados con menor productividad en los suelos (Yun Xie et al., 2023) como también mayor disponibilidad de fósforo en el agua. El aumento de la concentración de nutrientes como el fósforo en los ríos puede encadenar procesos de eutrofización (Chalar et al., 2022).

El mapeo de riesgo de erosión de suelos en Uruguay existe para 99 cuencas hidrográficas, pero excluye algunas áreas con humedales del Río Uruguay (Carrasco-Letelier y Beretta-Blanco, 2017). La Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE/RUSLE), conocida en inglés como: Revised Universal Soil Loss Equation RUSLE (Renard et al 1997), es la ecuación más utilizada a nivel mundial para estimar erosión del suelo; también existen varias metodologías para estimar cada parámetro (Ghosal and Das Bhattacharya 2020). El RUSLE se utiliza en Uruguay hace tres décadas (García-Préchac, 1992; García-Préchac and Duran, 1998; Clérico & García-Préchac 2001; Carrasco-Letelier y Beretta-Blanco, 2017), inclusive para elaborar los Planes de Uso y Manejo Responsable de Suelos (Decreto N° 405/2008 - DGRENARE, Uruguay), por ende existen datos disponibles por el estado para desarrollar esta ecuación.

En esta sección, desarrollamos el mapeo de cobertura de suelo en el área PNEFIRU, como también en las cuencas adyacentes para evaluar servicios de retención de nutrientes y riesgo de pérdida de suelo. También mapeamos ZAR de ancho fijo para evaluar las coberturas de suelo - y su evolución en el tiempo - cerca de los cursos de agua en las cuencas. Finalmente, utilizamos las coberturas de suelo más recientes para mapear servicios de regulación del clima local y global, retención de nutrientes y control de inundaciones, utilizando un sistema de ponderación de coberturas desarrollado por Burkhardt et al., 2009. Utilizamos datos de campo para evaluar algunos de estos servicios *in situ*.

2.2 Metodología

2.2.1 Mapeo de cobertura de suelo

Utilizando la misma metodología detallada en Objetivo 1, se obtuvo capas de cobertura de suelo para 1985, 2001 y 2018 desde el producto MapBiomás Colección 2 (30 x 30 m) para el PNEFIRU y cuencas adyacentes. Como hay dos productos de cobertura de bosque nativo por Sentinel (10 x 10 m) en fechas cercanas (2016 y 2021), dependemos de otros productos con mayor extensión temporal – como el de MapBiomás - para evaluar potenciales cambios en cobertura de suelo durante décadas.

2.2.2. Mapeo de zonas de amortiguación ribereña

Se trabajó sobre los cursos de agua en el área y cuencas adyacentes al área protegida. Utilizando



la metodología desarrollada en Mary-Lauy  y colegas (2023) publicado en la revista *International Environmental Monitoring and Assessment* donde se delimitaron zonas de amortiguación ribereñas (ZAR) en base de zonas de ancho fijo, según el tamaño del curso de agua. Dentro de las ZAR, se identifican y mapean las coberturas de suelo sobre los cursos de agua, a fines de evaluar la calidad de zonas de amortiguación en las microcuencas y subcuencas del área adyacente que alimenta el área protegida. Para este trabajo se definió la ZAR de ancho fijo de 100 m sobre los cursos de agua de 1 a 3 y de ancho fijo 150 m para cursos de orden 4 en adelante.

El ancho de ZAR se estableció en base de zonas relativamente amplias para cuantificar la extensión de las coberturas de suelo en las zonas ribereñas. Si bien muchas políticas públicas establecen anchos de protección ribereños más limitados, que van de 5 a 70 m para grandes arroyos en los EE.UU. y Canadá (Lee et al., 2004), un promedio de 16 m para pequeños arroyos en Canadá, Finlandia y Suecia (Kuglerov  et al., 2020) 15-30 m en Brasil y Chile (Moraes et al., 2014; Romero Soto et al., 2014), y 20 m para arroyos en la cuenca alta de Santa Lucía en Uruguay (SNA, 2018), consideramos 100 m para arroyos chicos (orden 1-3) y 150 m para arroyos grandes (orden 4) como el ancho focal para el mapeo de la cobertura terrestre adyacente a los arroyos de bajo orden en franjas conservativas multifuncionales (Wenger, 1999).

2.2.3 Mapeo en cuencas hidrográficas.

Se desarrolló el mapeo de coberturas de suelo en las cuencas hidrográficas adyacentes al área, tomando tres fechas para evaluar transiciones en las coberturas de suelo y potenciales aumentos de la carga de nutrientes en el tiempo. Se trabajó a dos niveles de cuencas hidrográficas para el mapeo de coberturas suelo: primero, un único polígono que delimita todas las subcuencas adyacentes (disueltas), y segundo, subcuencas (Fig. 2.3). Dichas subcuencas están mencionadas en el Plan de Manejo (DINAMA 2014) del área como parte de la descripción del área de influencia. Cabe mencionar que, por el alto relieve de la paleocosta entre el borde este del área y las subcuencas, el Plan indica que es probable que la escorrentía de dichas subcuencas “no constituya un aporte significativo al sistema de humedal” (p. 22, Plan de Manejo PNEFIRU 2014). A partir del DEM se obtuvieron las cuencas hidrográficas a una escala acorde al nivel de estudio.

Dentro de la cuenca, se generó la red hídrica para el PNEFIRU y las cuencas hidrográficas, a partir del procesamiento del Modelo Digital de Elevación (DEM) obtenido desde el portal web de Infraestructuras de Datos Espaciales (IDEuy). La red generada fue sometida a la clasificación de orden de arroyos (Horton-Strahler, 1957), donde obtuvimos un nuevo producto que resulta en la red hídrica clasificada por orden de arroyo.

Tabla 2.1. Datos de las cuencas hidrográficas focales del estudio, utilizando nombres de arroyos según la Cartografía Oficial de Uruguay (en paréntesis nombres comúnmente utilizado para el curso de agua). Datos de la Cuenca del Río Uruguay de WWF HYDROSheds, un producto global para el mapeo de cuencas hidrográficas (Lehner et al., 2008). Pendiente se midió en Google Earth con la Herramienta Camino (Path).

<i>N</i> Sitio	<i>Cuenca</i>	<i>Área</i> <i>Cuenca</i> (km ²)	<i>Largo</i> <i>Cuenca</i> (km)	<i>Largo</i> <i>Curso</i> (km)	<i>Área</i> <i>BN (%)</i>	<i>Pendiente</i>
1	Ao. Bote	7.1	5.4	6.05	19%	0,65%
2	Ao. San Javier	12.1	6.2	8.42	5%	0,58%
3	Ao. Isletas	19.6	8.1	9.53	6%	0,58%
4	Ao. Farrapos	9.3	7.3	8.53	11%	0,48%
5	Ao. de las Ovejas (Overa)	2.8	5.9	7.05	9%	0,69%
6	Ao. Román Chico	69.5	12.6	10.68	6%	0,53%
7	Ao. Román (cuenca alta)	45.1	15.2	20.21	10%	0,45%
8	Ao. Juanin	18.4	12.1	16.3	16%	0,42%
9	Ao. Román Grande	183	17.4	29.35	30%	0,42%
10	Río Uruguay	266.000	1120	1770	8.7%*	1,3%

*Cobertura Bosque Cerrado, excluyendo áreas de Sabanas y Arbustales (38% de la cuenca). *Teixeira de Mello F., Lucas C., Inda H., Ríos M. González-Bergonzoni I. 2023. En Prensa. Chapter 15. Uruguay River. Editores: Graca M, Callisto M, Encalada A, Teixeira de Mello F, Rodríguez D. "Rivers of South America" Publisher Elsevier*

2.2.4 Evaluación del Riesgo de Erosión del Suelo

Para estimar el riesgo potencial de erosión hídrica de los suelos se procedió a obtener los datos de los parámetros presentes en la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE/RUSLE), conocida en inglés como: Revised Universal Soil Loss Equation RUSLE (Renard et al., 1997). Cómo varía en el tiempo la lluvia, la cobertura de suelo y prácticas de manejo, RUSLE se puede evaluar como una variable continua, que varía en el tiempo y el espacio. RUSLE se calcula en un espacio y tiempo dado por la siguiente forma:

$$A = R * K * LS * C * P \text{ [Eq. 2.1 Ecuación Universal de Pérdida de Suelo]}$$

Donde:



- A = pérdida del suelo
- R = factor erosividad por la lluvia
- K = factor erosión del suelo
- LS = factor largo pendiente (L) and factor pendiente (S)
- C = factor manejo cultivos
- P = prácticas de manejo (Carrasco-Letelier y Beretta-Blanco, 2017).

Para calcular RUSLE, utilizamos una metodología semejante a la de Duarte et al. 2016, donde desarrollamos capas de información geográfica en formato ráster para cada parámetro (factor) de la ecuación, y luego se multiplican los valores de los ráster para producir un ráster o capa final de “A”, correspondiente al riesgo de erosión (**Figura 2.1**).

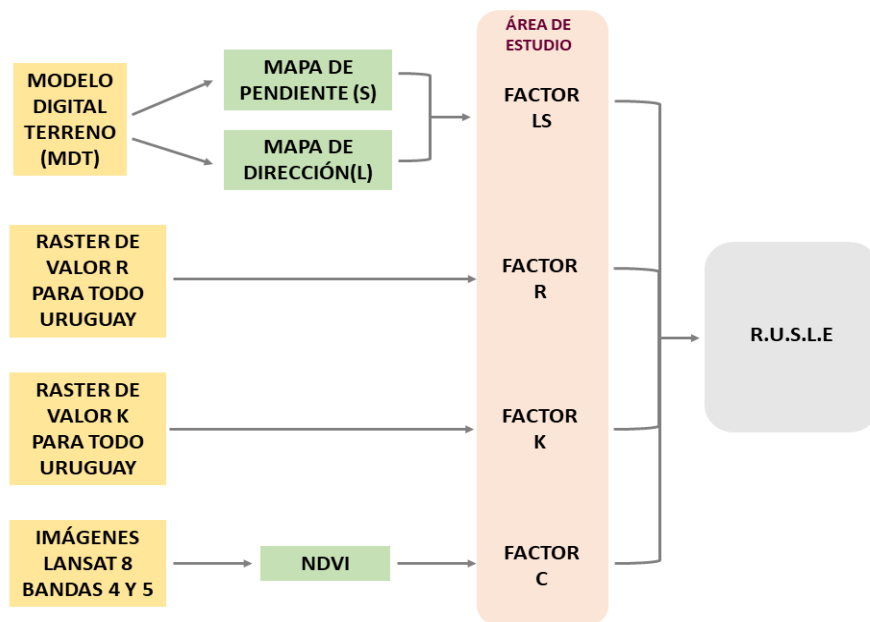
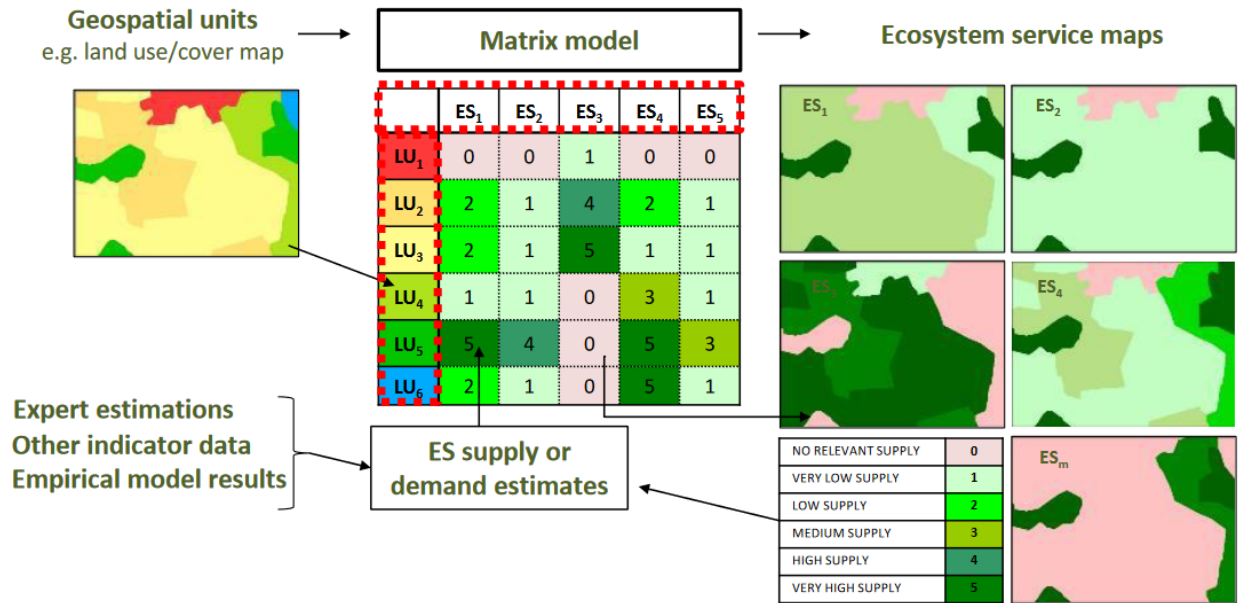


Figura 2.1. Modelo conceptual para obtener una capa final de riesgo de erosión de suelo a través del método USLE/RUSLE para el área de PNEFIRU y cuencas hidrográficas adyacentes. La metodología detallada del RUSLE se encuentra en el **Anexo C**.

2.2.5. Mapeo de servicios en base a cobertura de suelo.

Para el mapeo de servicios de retención de nutrientes, se utilizó la ponderación de coberturas de suelo para servicios ecosistémicos disponible en Burkhardt et al. 2009 (**Anexo D, Tabla D2**). Se basa en 44 clases de cobertura de suelo del Proyecto CORINE de la Unión Europea (EEA 1994). Se propone un mapeo de servicios ecosistémicos en base a tres niveles, dependiendo de los recursos, datos, y conocimiento del equipo. Desarrollamos cuatro mapas utilizando la metodología del primer nivel de menor complejidad, donde los datos que ingresan al modelo son las coberturas del suelo, y a través de un matriz de ponderación de valores para cada cobertura y cada servicio, se mapean los servicios (**Fig. 2.2**). Al contrario que el modelo de RUSLE, lo cual

es un modelo más complejo y multidimensional, el mapeo de servicios según la matriz de Burkhardt es una primera aproximación cuando los datos son limitados. Con el tiempo, se puede alterar la tabla, entregada en este Informe como un Producto, para ajustar la matriz según el contexto local. Se seleccionaron las coberturas que más representaron las coberturas en el producto de MapBiomás Pampa (**Anexo D; Tabla D2 de Coberturas de Suelo de Burkhardt et al 2009**).



after Burkhardt et al. (2009, 2012, 2014, 2017);
Jacobs, Burkhardt, Van Daele, Staes & Schneides (2015) – *Ecological Modelling*

Figura 2.2. Esquema metodológico de Burkhardt et al., 2009, adaptada por Jacobs et al., 2015, para modelar servicios ecosistémicos en base de mapas de cobertura de suelo.

2.2.6 Monitoreo *in situ* de temperatura del agua y nutrientes

Se seleccionaron ocho sitios fuera del PNEFIRU para monitorear los parámetros fisicoquímicos y temperatura de las aguas (**Fig. 2.3**). Se registró la temperatura del agua a escala horaria en cada sitio de estudio utilizando un sensor de temperatura marca Onset HOBO Water Temperature Pro v2 Data Registrador - U22-001. Los datos de temperatura fueron evaluados para determinar la ocurrencia y duración de temperaturas extremas. Para monitorear temperatura, pH, turbidez (NTU), conductividad eléctrica, oxígeno disuelto (DO) y sólidos disueltos totales (TDS), se utilizó un sensor multiparamétrico. Para medir concentraciones de nitrato (NO₃), amonio (NH₄), nitrógeno total (TN), fósforo total (TP) y ortofosfato (PR₅), se recolectaron muestras de agua de 1 L en cada sitio. Las muestras se conservaron a <4°C y se enviaron a Laboratorio de la Sección de Limnología de Facultad de Ciencias, Universidad de la República, para la determinación de concentraciones (Metodología de Laboratorio en Chalar 2006).

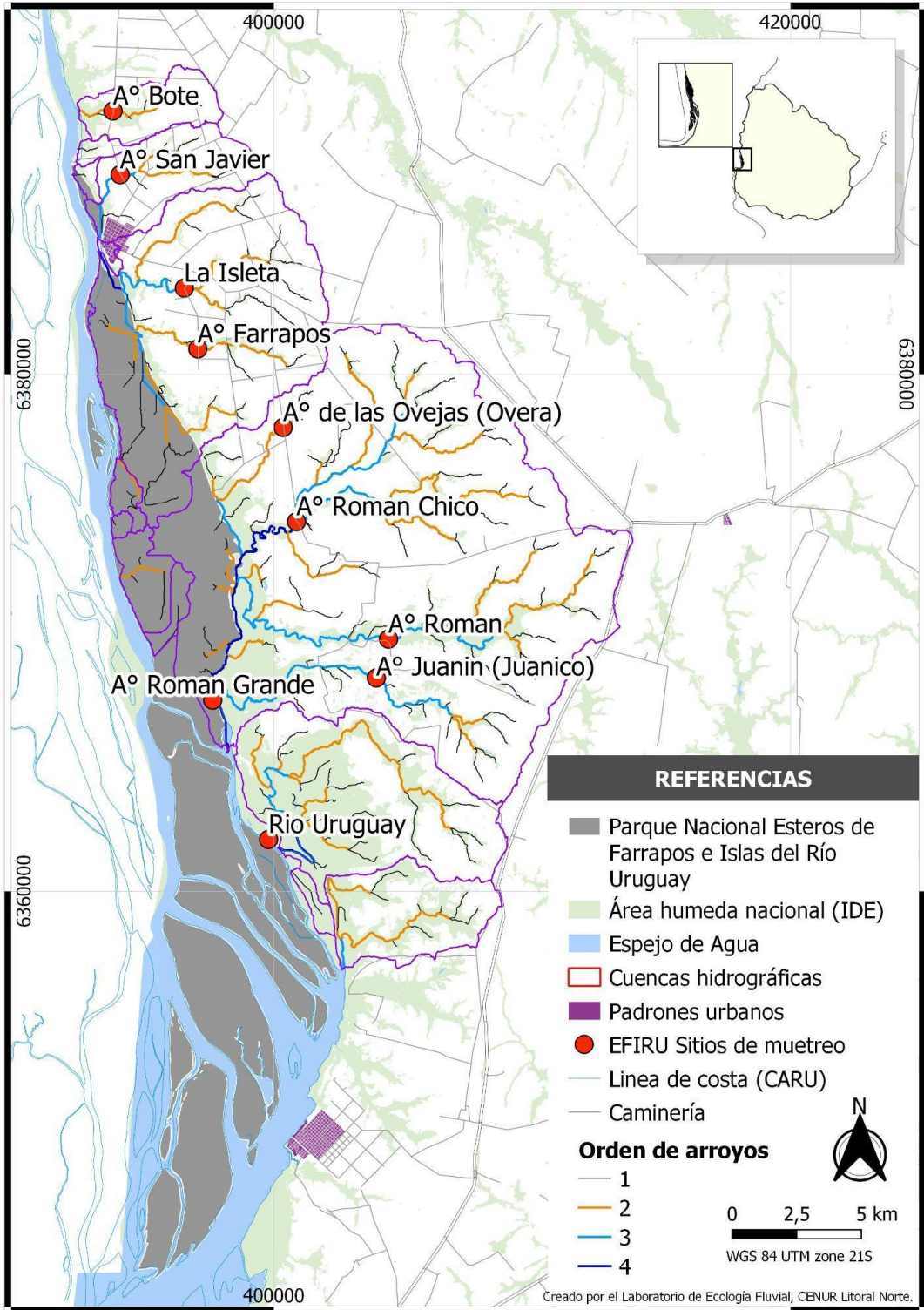


Figura 2.3. Mapa del área protegida, con cuencas hidrográficas adyacentes, caminos, cursos de agua ordenados categóricamente por el método Horton-Strahler (Strahler, 1957) y áreas húmedas (IDE). Sitios de muestreo para el Objetivo 2 indicados como puntos rojos.

2.3 Resultados Objetivo 2

2.3.1 Delimitación de cuencas hidrográficas y mapeo de coberturas de suelo

El mapeo de coberturas de suelo, junto con el mapeo de los suelos, pendiente y otros factores geomorfológicos, es parte del proceso de la evaluación de retención de nutrientes, riesgo de erosión o ‘pérdida’ de suelos y protección de los recursos hídricos. Entre los resultados de este componente, el mapeo de coberturas de suelo a escala de cuencas (Fig. 2.4, 2.5) es una de las capas necesarias para evaluar posibles fuentes de nutrientes y riesgo de erosión del suelo. Entre los resultados, se destacan el alto porcentaje de área de cultivos (“Agricultura o pastura”) a 34% del área total de la cuenca como también el área de “bosque” en 27% (83,47 km²) según MapBiomás Pampa V.2 (Tabla 2.2). La extensión total de bosque nativo es mayor de las 44,11 km² según el DGF-MGAP, sin embargo, es evidente que el bosque ribereño es una cobertura importante en este paisaje.

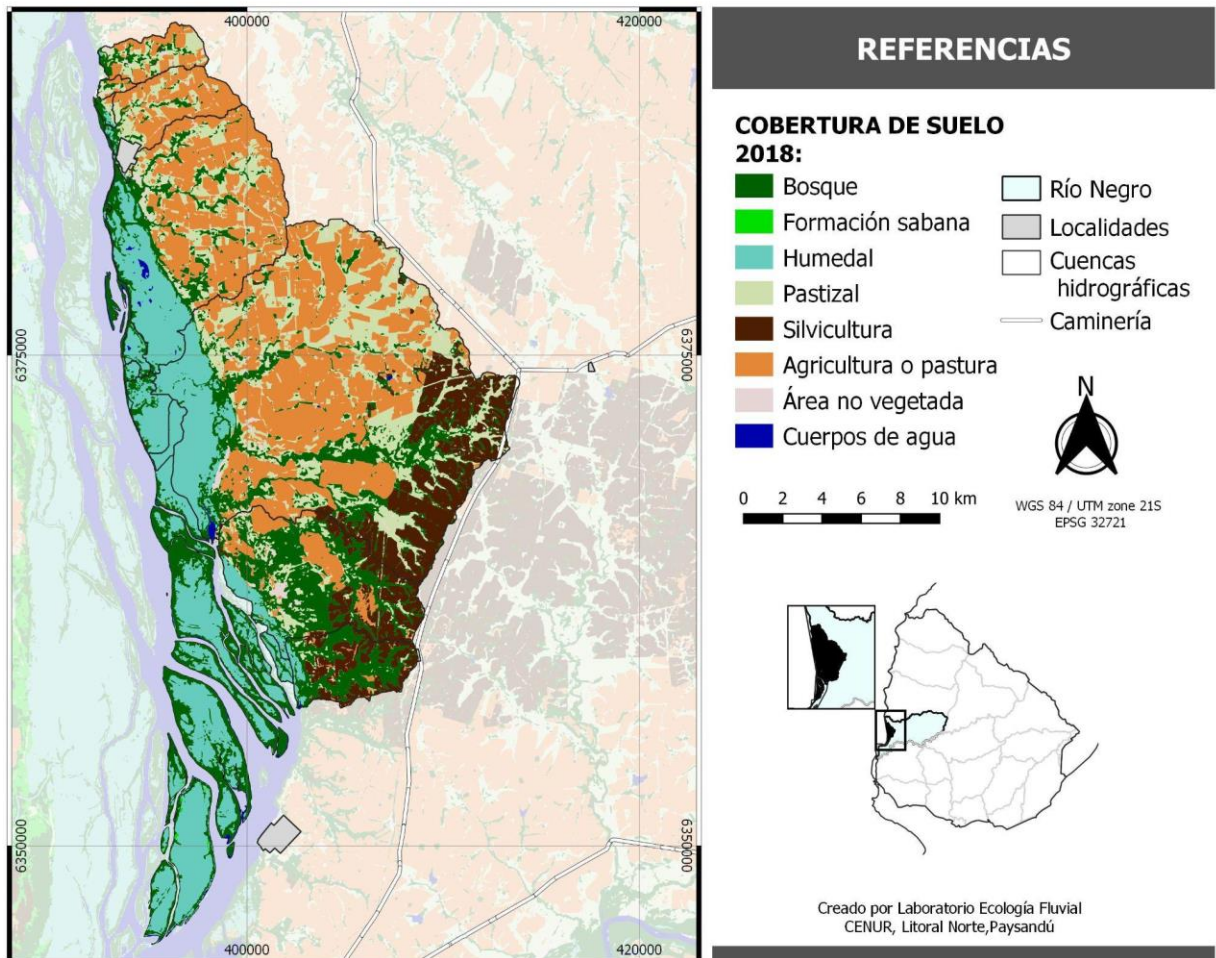


Figura 2.4. Mapa con la clasificación de cobertura de suelo, año 2018, para las cuencas hidrográficas adyacentes y el área PNEFIRU en base de MapBiomás Pampa V.2.

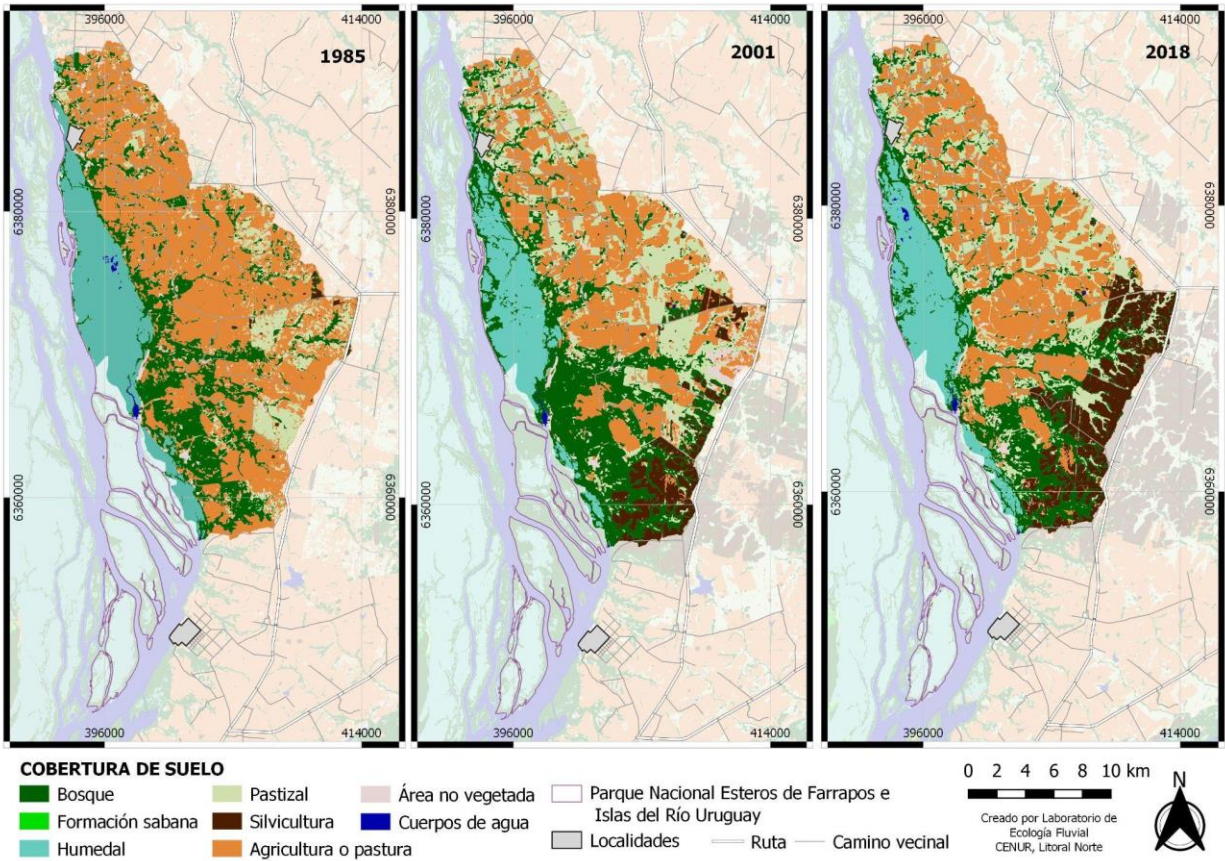


Figura 2.5. Mapas del área de estudio, con las diferentes coberturas de suelo asociadas a las mismas para los años 1985, 2001 y 2018 dentro de las cuencas hidrográficas adyacentes al área del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay.

Tabla 2.2. Área total de coberturas de suelo, para los años 1985, 2001, y 2018, en las cuencas hidrográficas adyacentes al PNEFIRU. Los datos presentados están en km².

<i>Cobertura en Cuencas</i>	<i>1985</i>	<i>2001</i>	<i>2018</i>	<i>Cambio 01-18</i>	<i>Total</i>	<i>Cambio 85-18</i>	<i>Total</i>
<i>Agricultura o pastura</i>	205.97	124.63	137.59	12.96	3%	-68.38	-17%
<i>Área No Vegetada</i>	6.48	11.88	6.41	-5.47	-1%	-0.07	0%
<i>Bosque</i>	87.03	110.38	83.47	-26.91	-7%	-3.56	-1%
<i>Humedal</i>	59.8	42.03	48.57	6.54	2%	-11.23	-3%
<i>Pastizal</i>	38.4	83.53	74.69	-8.84	-2%	36.29	9%
<i>Silvicultura</i>	2.03	27.66	48.97	21.31	5%	46.94	12%
<i>Agua</i>	0.87	0.49	0.88	0.39	0%	0.01	0%

<i>Cobertura en Cuencas</i>	<i>2016-DGF</i>	<i>2021-DGF</i>	<i>Cambio 16-21</i>	<i>Total</i>
<i>Bosque (DGF)</i>	57.18*	44.11		

*Área de bosque nativo en 102 km² del área, excluyendo las islas más al sur, correspondiente a aguas argentinas.

2.3.2 Delimitación de las ZAR y evaluación de coberturas de suelo

En las microcuencas adyacentes al PNEFIRU, se mapeo una zona de amortiguación ribereña (ZAR) de ancho fijo de 100 metros sobre cursos de orden 1-3 y de 150 m sobre cursos de orden 4. La suma total del área evaluada es 78.5 km² de ZAR para la cual se analizó la cobertura del suelo en los años 1985, 2001 y 2018 (**Fig. 2.6**). Las ZAR están cubiertas por un 81% de vegetación natural, incluyendo 43% bosque y arbustal, 26% pastizal y 12% humedal (**Tabla 2.3**). Se observó una cobertura de área “agricultura o pastura” que disminuyó en el tiempo, desde 15% en 2001 a 14% en 2018. También se observó una disminución de área “bosque”, pero un aumento de área de “pastizal”. El área de forestación se mantuvo en menos de 5% y el área de humedal también se mantuvo entre 9-12% de la ZAR.

Cabe mencionar que las zonas que cumplen el servicio de amortiguación de impactos terrestres no son limitadas a la zona definida aquí por un buffer de 100-150 metros de cada lado del curso de agua (**Fig. 2.6**). Al contrario, toda el área de humedal, bosque ribereño, arbustales y suelos inundables pueden cumplir el rol de retención de nutrientes. De la misma manera, zonas de “bosque” en la ZAR dominadas por especies exóticas invasoras pueden sufrir alteraciones en el rol amortiguador que juegan en la cuenca. Estas observaciones hablan de la calidad de la ribera, donde una alta cobertura de vegetación natural sugiere una ZAR de alta calidad en términos de estructura, composición florística y función ecológica. Sin embargo, sabiendo que dichas coberturas incluyen amplias extensiones de *Gledistia triacanthos*, sería favorable cruzar estos datos con datos in situ de invasión.

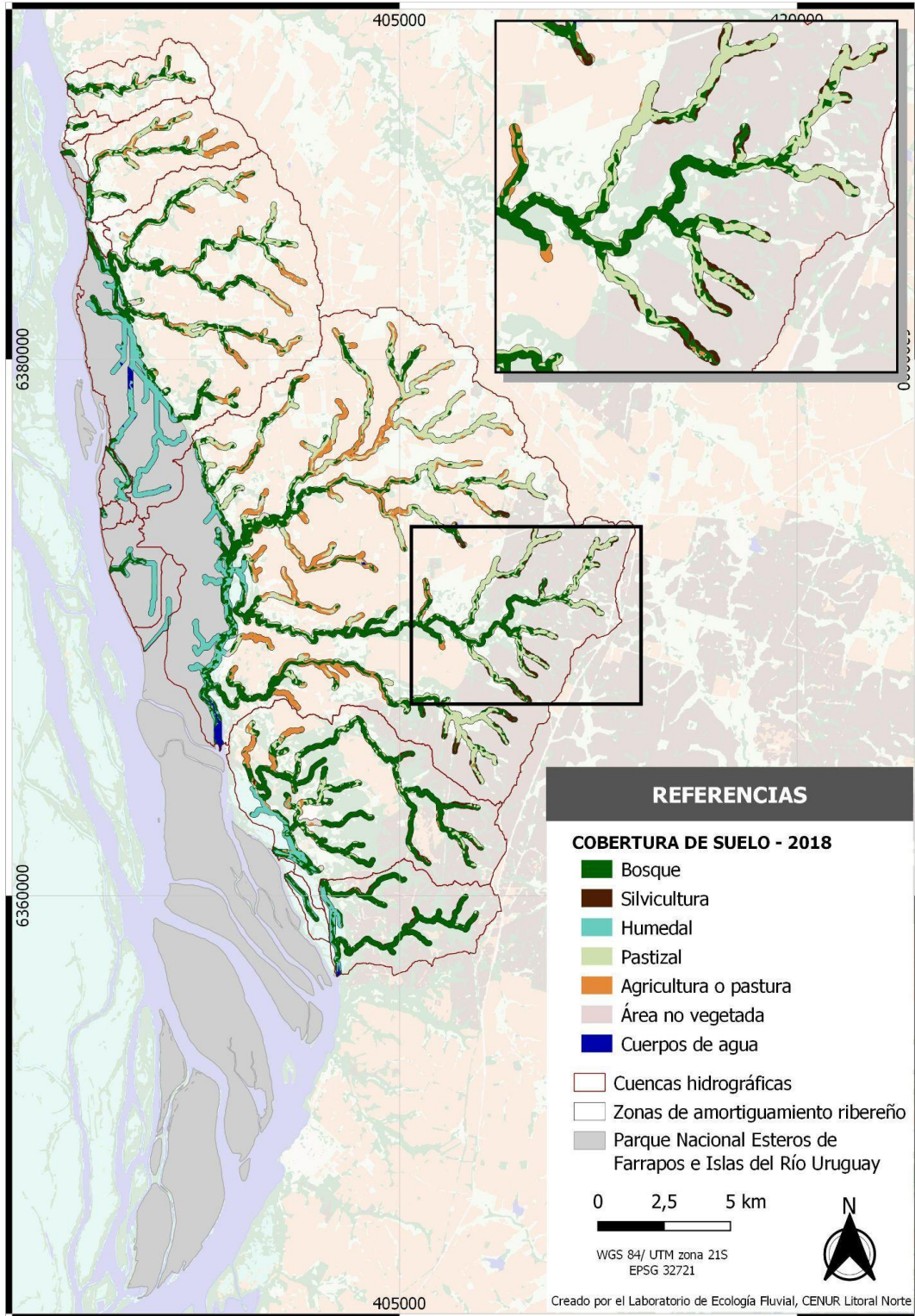


Figura 2.6. Mapa de las zonas de amortiguamiento ribereñas (ZAR de 100 y 150 mts, coberturas de suelo contenido dentro de las ZARs para el año 2018.

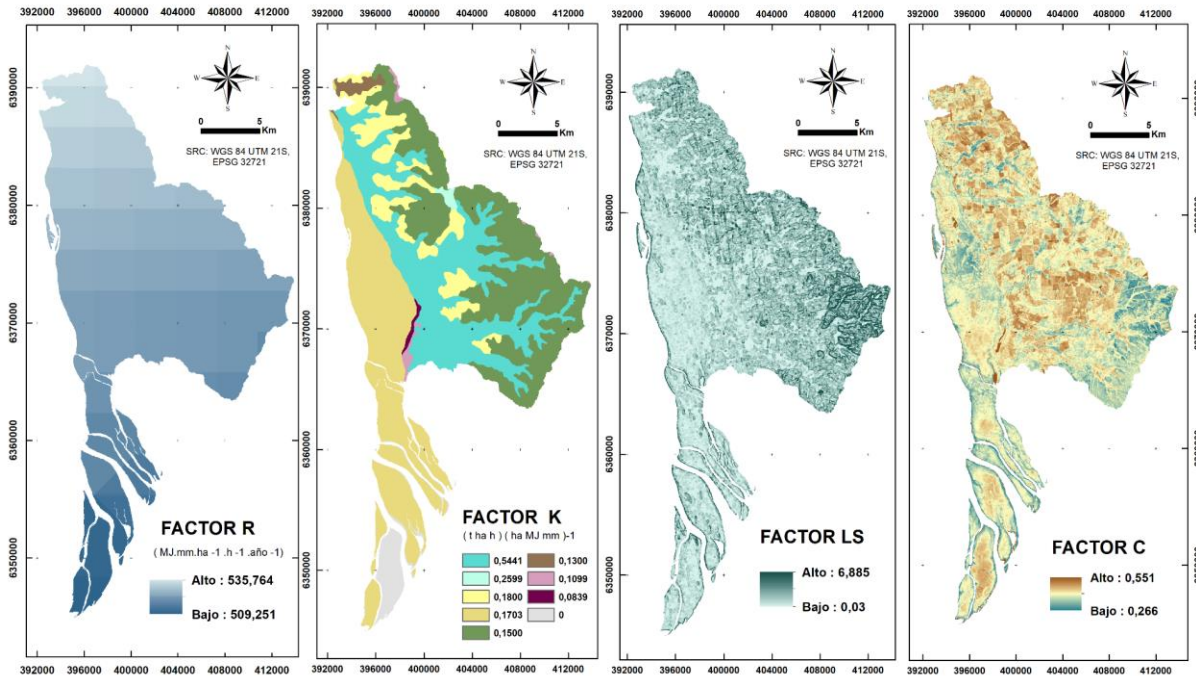
Tabla 2.3. Coberturas de suelo en km² (MapBiomass) dentro de ZAR de ancho fijo, clasificado para tres años 1985, 2001, 2018 (resaltado en negrito).

	1985	2001	2018	1985	2001	2018
Coberturas en ZAR	Área (km²)			Porcentaje		
<i>Bosque</i>	31.84	39.7	33.94	41%	51%	43%
<i>Pastizal</i>	5.54	17.82	20.69	7%	23%	26%
<i>Agricultura o pastura</i>	25.08	11.47	11.14	32%	15%	14%
<i>Humedal</i>	14.43	7.12	9.68	18%	9%	12%
<i>Silvicultura</i>	0.05	0.76	1.63	0%	1%	2%
<i>Área no vegetada</i>	1.06	1.16	0.85	1%	1%	1%
<i>Agua</i>	0.45	0.4	0.49	1%	1%	1%
TOTAL	78.45	78.43	78.42			

2.3.3 Riesgo de Erosión del Suelo - RUSLE

En general los resultados muestran que el área protegida PNEFIRU tiene bajo riesgo de pérdida de suelos y, por ende, alta capacidad de retención de suelos. Esto se debe a la baja pendiente (Factor SL), a las características del suelo (Factor K) y a la cobertura de vegetación (Factor C; **Fig. 2.7**). Los valores de pérdida de suelo en el Área PNEFIRU se encuentran dentro del rango de 0 a 319 T/ha/año, medidos mediante la ecuación de RUSLE. En las cuencas hidrográficas adyacentes, se estimó un rango de 0 hasta 500 T/ha/año (**Figura 2.8**).

El albardón se destaca dentro del PNEFIRU como zonas de mayor riesgo de pérdida de suelo (A). Por los mapas de los factores que componen el riesgo de pérdida de suelo, se observa mayor pendiente como principal factor contribuyente, ya que son zonas de bajo Factor C (altos valores de NDVI) por la presencia de vegetación arbórea (**Fig. 2.7**). De la misma forma, en las cuencas hidrográficas, las zonas con mayor riesgo de pérdida de suelo son zonas con mayor pendiente, por ejemplo en las nacientes del Arroyo Román y en el albardón del Parque Nacional (**Fig. 2.7**).



Creado por el Laboratorio de Ecología Fluvial. CENUR, Litoral Norte, Paysandú

Figura 2.7. Mapas por factor de la fórmula RUSLE para PNEFIRU y las cuencas hidrográficas que involucran los puntos de muestreo de agua. Departamento de Río Negro, Uruguay. Incluyen solo cuencas que desembocan en el área continental del PNEFIRU.

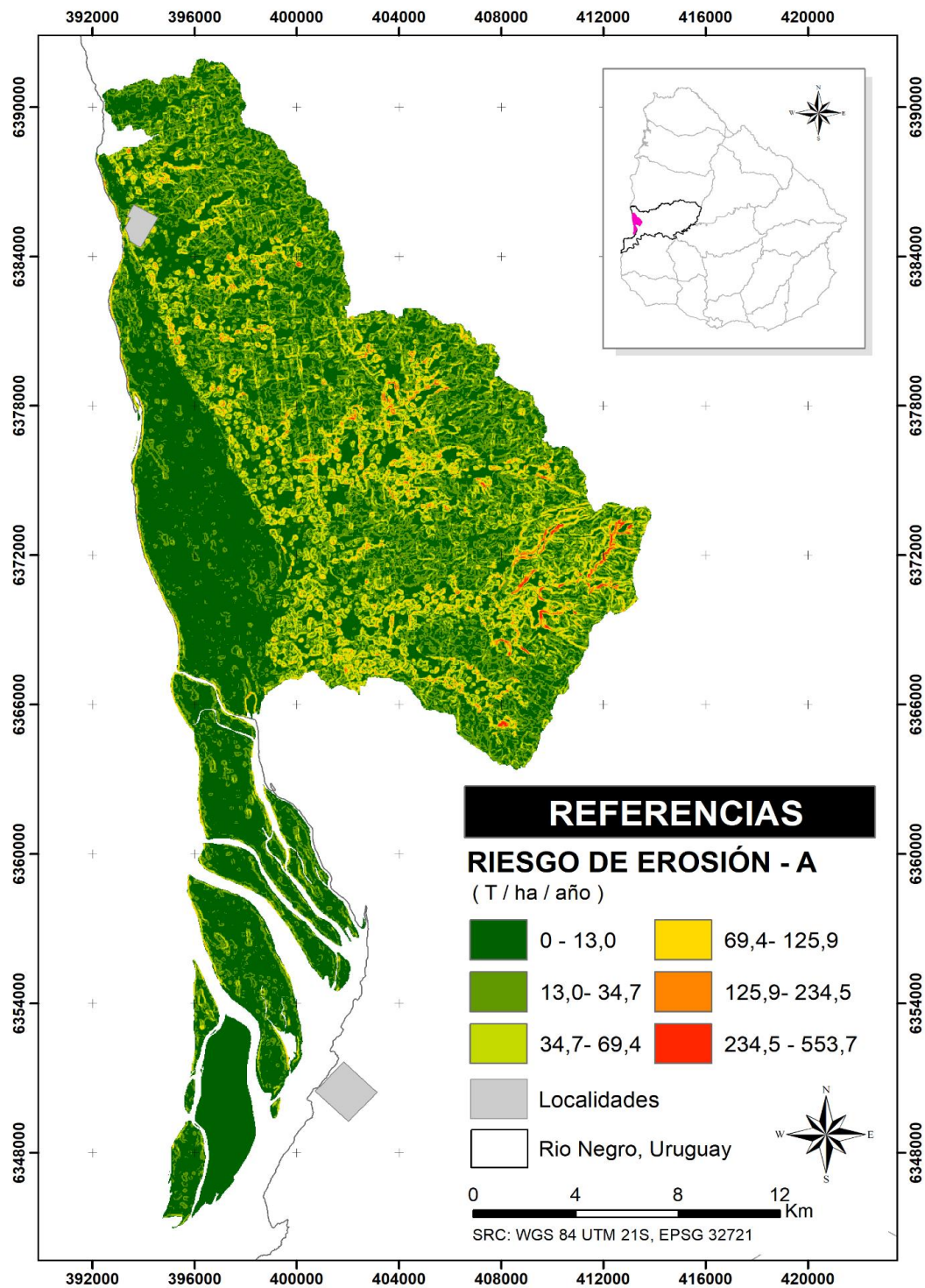
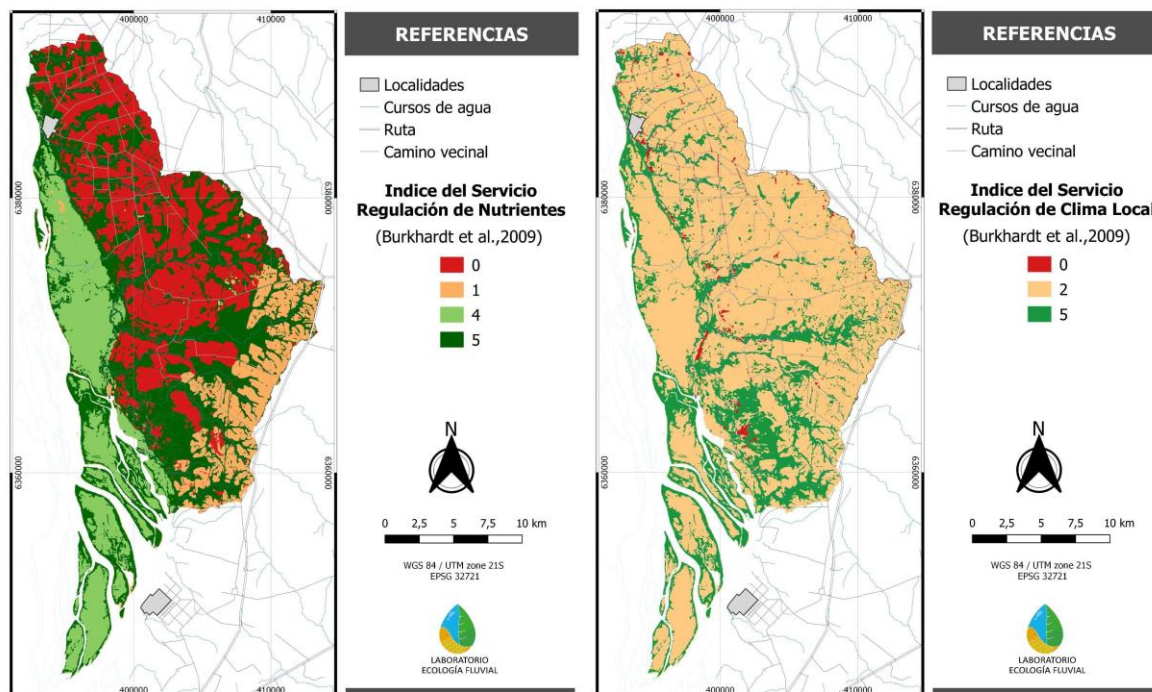


Figura 2.8. Mapeo del riesgo de erosión para el Parque Nacional Esteros de Farrapos e islas del río Uruguay, y las cuencas hidrográficas que solo contienen los puntos de muestreo de agua. Departamento de Río Negro, Uruguay.

2.3.4. Mapeo de servicios ecosistémicos en base de cobertura de suelo

Los mapas de servicios ecosistémicos en base de la cobertura de suelo de 2018, tanto para el PNEFIRU como las cuencas (**Fig 2.9**), sugieren el rol importante que juega el humedal para la regulación de nutrientes y la regulación o control de inundaciones. La escala espacial de dicho servicio puede ser local, regional o hasta a nivel de la Cuenca del Río Uruguay, dado que el área recibe aguas de más de 266,000 km² de superficie y que estas aguas llevan cargas de nutrientes de las actividades antrópicas y de la erosión del suelo en la Cuenca del Río Uruguay.

La cobertura de bosque resalta de alto valor para los servicios de retención de nutrientes, y regulación del clima local y global. Su rol en la retención de nutrientes no está comprobado por un dato local, pero estudios en el sur de Uruguay en la Cuenca del Río Santa Lucía muestran la capacidad de remoción de Fósforo por zonas de amortiguación con bosque como cobertura (Tesis de Doctorado, Calvo 2022). Los bosques contribuyen a la regulación del clima local a través de ofrecer sombra en el verano y abrigo en invierno. Nuevamente, no tomamos datos de temperatura bajo el dosel, pero varios estudios muestran el efecto del bosque en amortiguar temperaturas extremas, tanto frío como calor. Sin embargo, si hay bosques con *Gledistia triacanthos*, una especie caducifolia, puede disminuir el rol de esta cobertura en amortiguar eventos fríos. Respecto al clima global, los bosques se resaltan por el secuestro de carbono en la madera, una forma de disminuir la concentración de CO₂ y mitigar el efecto invernadero. Es importante recordar que los humedales también tienen alta capacidad de secuestro de carbono en los suelos orgánicos, debido a la acumulación de materia orgánica muerta.



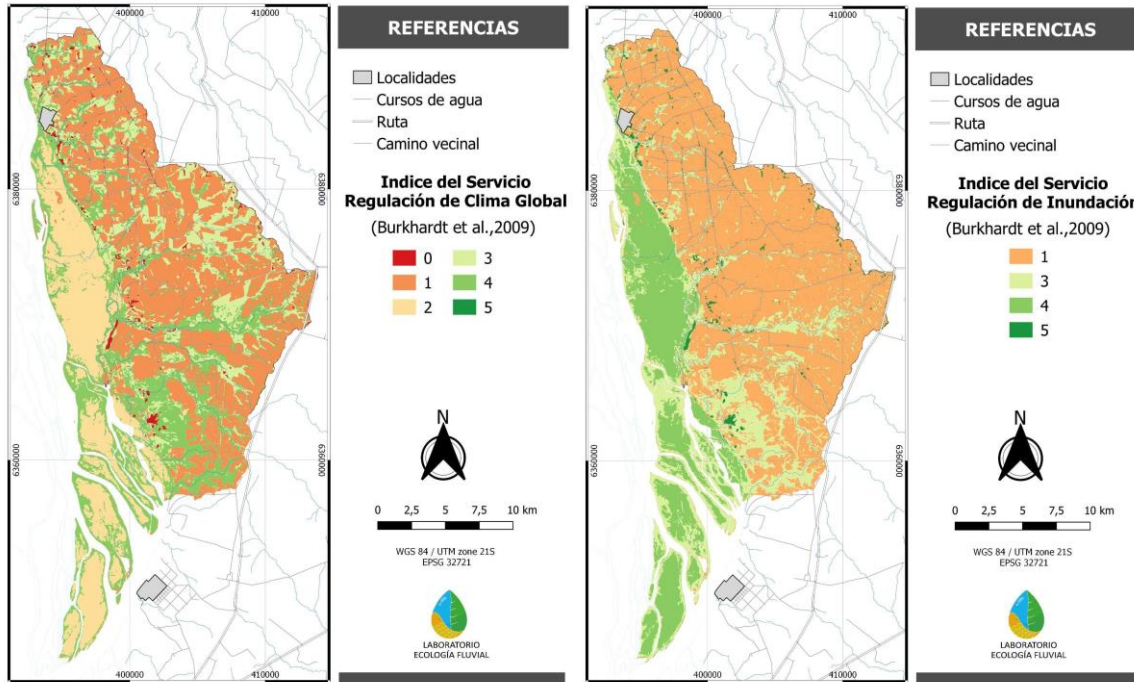


Figura 2.9. Mapa de A) retención de nutrientes B) regulación de clima local, C) regulación de clima global, D) regulación de inundaciones en el área protegida PNEFIRU, en base de la ponderación de las clases de cobertura de suelo de MapBiomias Pampa V.2 (2018) y el matriz de valoración de servicios según Burkhardt et al., 2009. Mapas de alta resolución en **Anexo E**.

2.3.2. Datos in situ de temperatura y nutrientes

Durante la sequía severa de 2022-2023, asociada con el evento de La Niña, se secaron varios tramos de agua focales del estudio durante los meses de febrero a abril de 2023 (**Fig. 2.10**). La falta de agua en algunos cursos de agua, inclusive áreas de ganadería, sugiere la importancia del Área Protegida PNEFIRU para la provisión de agua en la región, no solo para animales de cría (ej. ganado) como también fauna nativa, durante épocas de déficit de agua superficial.

Entre los arroyos con presencia de agua se midió la temperatura de forma horaria (1:00, 02:00, 03:00, etc). Las altas temperaturas alcanzadas en febrero y marzo de 2023 se asociaron con altas temperaturas en los cuerpos de agua (**Fig. 2.11**). Altas temperaturas, cercanas a 30°C, son generalmente asociadas con bajos niveles de oxígeno disuelto en el agua en las cuencas del Litoral en Uruguay (Lucas et al. 2022).



Figura 2.10. Imágenes de arroyos y cañadas secas el 08 de febrero de 2023. Resalta la importancia del Río Uruguay y el acceso al Área Protegida para la provisión de agua.

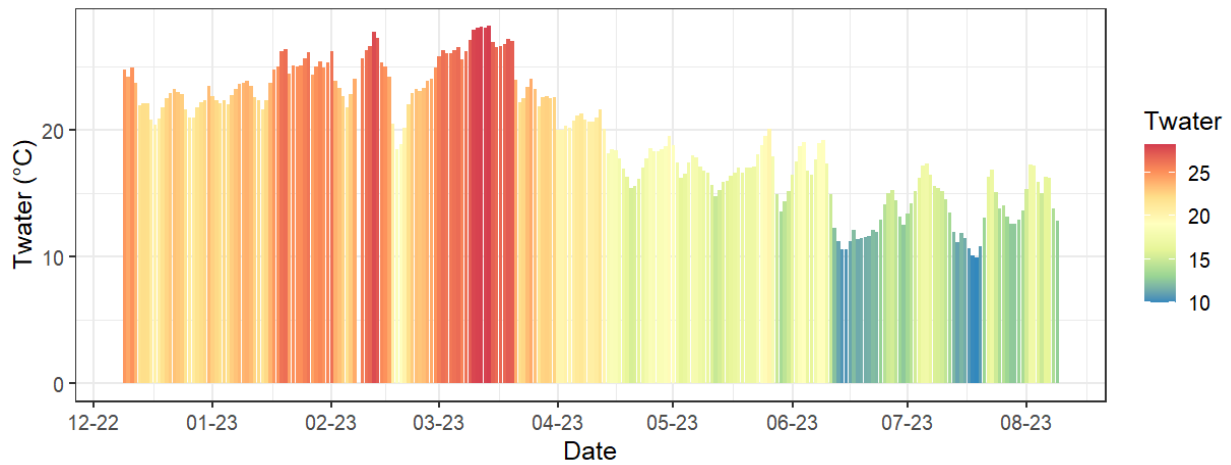


Figura 2.11. Variabilidad en temperatura horaria en agua (Arroyos sin secar) para el periodo de estudio 12-2022 a 08-2023 (datos propios del estudio).

Al comparar los datos de campo de temperatura del agua con el área total del suelo categorizado como “0”, “2” y “5” para regulación de clima local, no hubo tendencias significativas (**Fig. 2.12**). Sin embargo, los pocos datos sugieren que los arroyos con mayor “0” y “1” tienen temperaturas un poco más bajas.

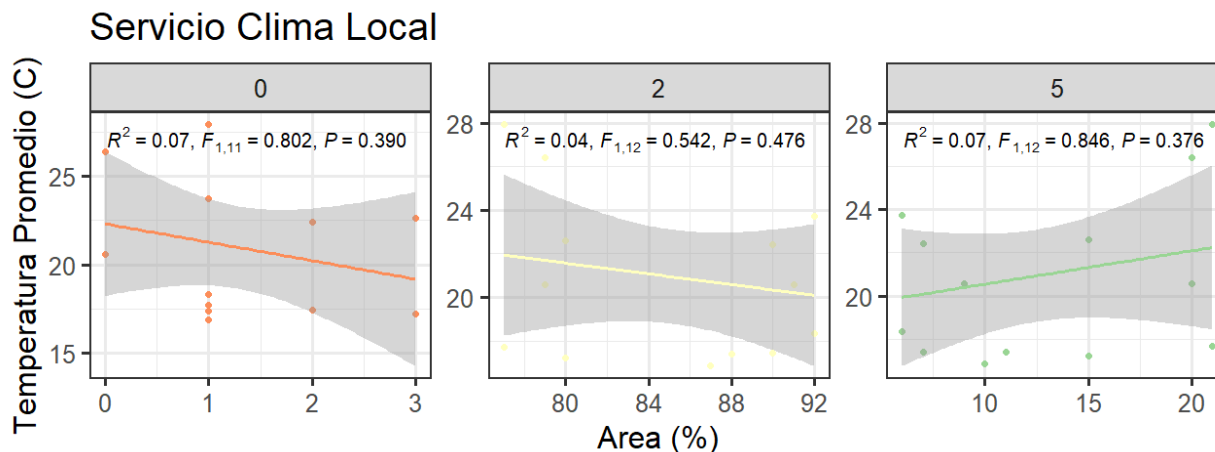


Figura 2.12 Relación lineal entre el área terrestre indicado con valor 1, 2 y 5 para el servicio regulación de clima local. No se encontró una tendencia significativa de aumentar las temperaturas con mayor área 0 y 1; ni tampoco hubo una tendencia de disminuir las temperaturas del agua con mayor cobertura de clase 5.

Los esteros son parte de un mosaico de 29,000 km² de humedales en la Cuenca del Río Uruguay que, según la literatura, debería filtrar nutrientes y sedimentos de aguas de escorrentía y suelo superficial, contribuyendo a la depuración de aguas del mismo río. Es desconocida la carga anual que se deposita en la PNEFIRU de sedimentos y nutrientes del Río Uruguay y sus afluentes, sin embargo, en el mapeo del servicio según datos publicados de la CARU para análisis de agua en 2018 y disponibles al público general, los valores de fósforo total (PT) en el Río Uruguay a la altura de Nuevo Berlín (Margen Izquierda) varían entre 50 y 80 µg/L. En términos de ortofosfatos (formas de fósforo que contienen PO₄), en Nuevo Berlín (Margen Izquierda), varían entre 38 y 68 µg/L de P (Comité científico CARU 2019). En términos de nitrato - N (NO₃), el PNEFIRU recibió desde el Río Uruguay, aportes con concentraciones de 480 a 1130 µg/L (Comité científico CARU 2019). En las microcuencas, se observaron ó valores de PT de un promedio de 166 ± 209 µg/L y valores de NT en 1074 ± 630 µg/L.

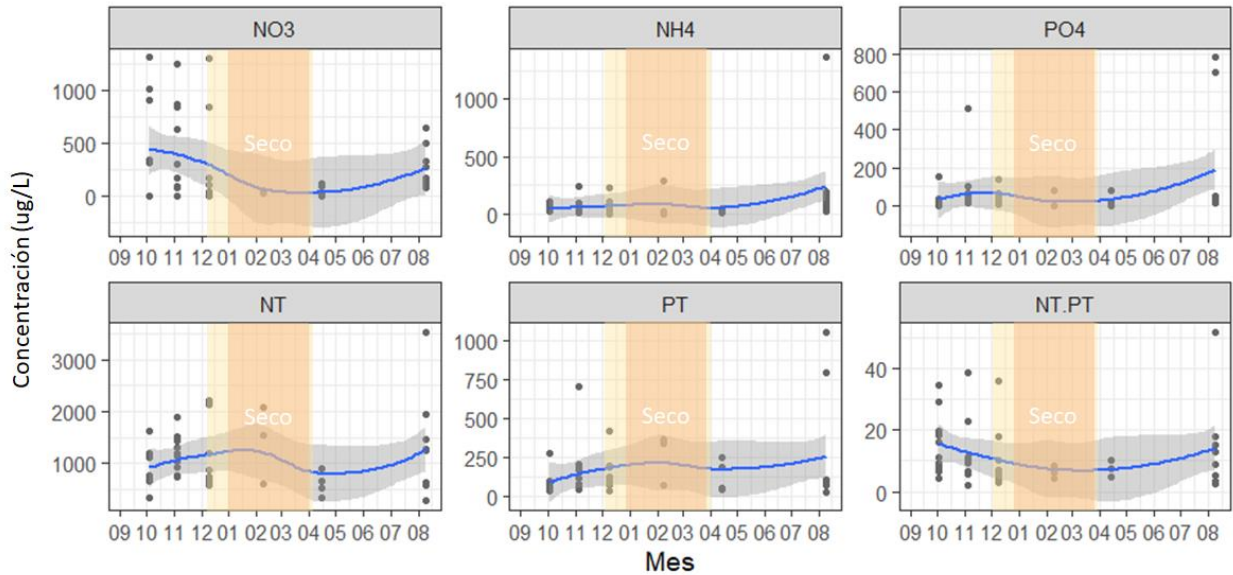


Figura 2.13. Datos de concentraciones de formas de nitrógeno y fósforo en el agua: concentraciones de nitrato (NO3), amonio (NH4), nitrógeno total (TN), fósforo total (TP) y ortofosfato (PRS) y NT: PT es la relación de nitrógeno total a fósforo total.

Tampoco hubo una relación significativa entre nutrientes en el agua y el servicio de regulación de nutrientes (**Fig. 2.14**). Sin embargo, fueron pocos datos durante un periodo de sequía excepcional.

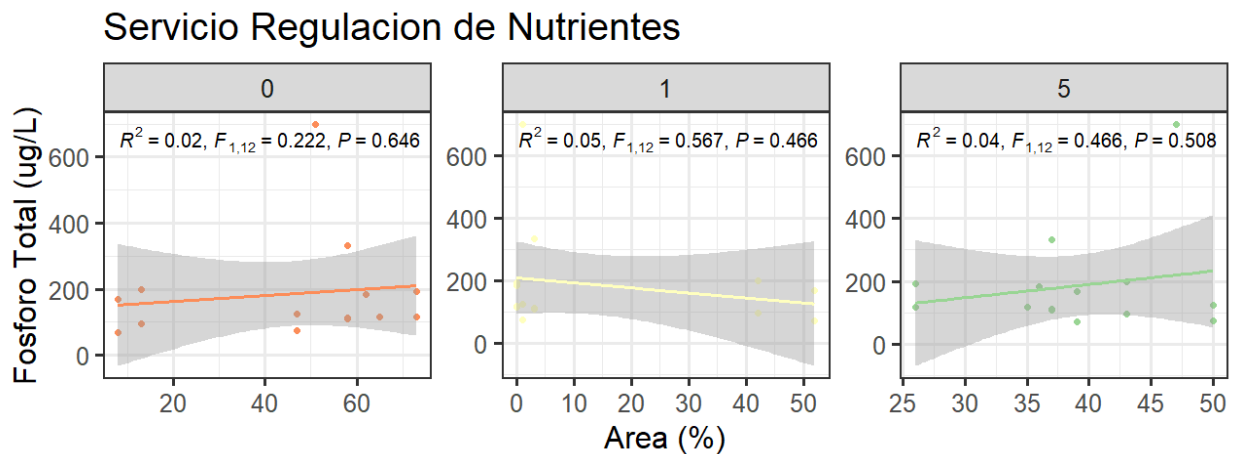


Fig. 2.14. Relación lineal entre el área terrestre indicado con valor 0, 1 y 5 para el servicio regulación de regulación de nutrientes. No se encontró una tendencia positiva significativa de aumentar PT con mayor área 0 y 1.

4. Síntesis – Objetivo 2

Respecto al Objetivo 2, se evaluó servicios ecosistémicos vinculados a la retención de nutrientes y suelos. La gran mayoría de la superficie del PNEFIRU muestra por lo general baja pérdida de suelos, en base de la ecuación universal de RUSLE, debido a su poca pendiente, los suelos y la cobertura de vegetación. Sin embargo, el albardón se destacó con mayor pérdida de suelo, estimado en toneladas de suelo por hectárea por año, debido en parte al mayor pendiente en comparación con el resto del humedal. Respecto al mapeo de retención de nutrientes, se generó mapas de cuatro servicios ecosistémicos de la categoría “Servicios de Regulación” - retención de nutrientes, regulación del clima local, regulación del clima global y control de inundaciones - en base a una ponderación de las clases de coberturas de suelo desarrollado por Burkhardt et al 2009. Los resultados sugieren el valor del área PNEFIRU - y particularmente la cobertura humedal - en la retención de nutrientes como en el control de inundaciones. Debido a la grave sequía durante el periodo de muestreo (octubre 2022 a agosto 2023), sugirió la importancia del PNEFIRU en brindar el servicio de provisión de agua para animales (tanto para fauna nativa, como la ganadería), siendo que cinco de ocho arroyos (o cañadas) se secaron completamente entre enero-2023 y abril-2023.

En el trabajo de campo, se documentó el efecto de las olas de calor sobre la temperatura de los cursos de agua, tanto los arroyos como el río Uruguay en sí, destacando la importancia de refugios térmicos en eventos extremos. También se observó variabilidad en las concentraciones de Nitrato y Fósforo Soluble en los arroyos, con valores menores durante el periodo seco. Aunque faltaron datos de arroyos secos, este patrón puede sugerir que las fuentes de nutrientes son difusas, por ende las zonas de amortiguación ribereñas (ZAR) pueden jugar un rol en absorber nutrientes desde la cuenca, antes de llegar al cuerpo de agua. El mapeo de cobertura de suelo en un ZAR de 100-150 metros de ancho muestra una cobertura en 2018 de 43% bosque, 26% pastizal, 14% agricultura o pastura, 12% humedal y 2% silvicultura. Este trabajo no abarcó datos *in situ* de la absorción de nutrientes de cada cobertura, pero estudios en otras cuencas en Uruguay muestran la alta capacidad de tanto bosques como pastizales en disminuir la carga de nitrógeno y fósforo a los cuerpos de agua.

Respecto a la cobertura de bosque, el poder contar con un registro histórico, como es el caso de información de cobertura de suelo desde 1985 hasta 2022, para todo el bioma Pampa donde Uruguay se encuentra incluido, es un insumo importante a la hora de buscar entender cómo las coberturas podrían estar involucradas o influyendo sobre los ecosistemas fluviales en la actualidad.

5. Bibliografía



Beretta, A.N. and Carrasco-Letelier, L., 2017. USLE/RUSLE K-factors allocated through a linear mixed model for Uruguayan soils. *Ciencia e investigación agraria: revista latinoamericana de ciencias de la agricultura*, 44(1), pp.100-112.

Bidegain, M., Piaggio, J.M., Baethgen, W. and GarcíaPréchac, F., 2017. Actualización del factor erosividad de la lluvia en Uruguay. *Agrociencia (Uruguay)*, 21(2), pp.91-99.

Burkhardt, B., F. Kroll, F. Müller & W. Windhorst. 2009. Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services- a Concept for Land-Cover Based Assessments. *Landscape Online* 15, 1-22. DOI:10.3097/LO.200915

Calvo, C. 2022. Tesis de Doctorado. Rol ecosistémico de la zona riparia en sistemas dulceacuícolas en un escenario de cambio global. Doctorado en Ciencias Biológicas, CURE, UdelaR. <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/handle/20.500.12008/33729>

Chalar, G., S. De Giacomi, J. Cuevas y C. Garreta. 2022. Convenio entre el Ministerio de Ambiente y la Universidad de la República - Facultad de Ciencias. Determinación de la concentración de fósforo total en los sedimentos de los embalses Bonete, Baygorria y Palmar. INFORME FINAL. Sección Limnología, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. [https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/Informe-P-en-sedimentos-Embalses-del-Rio-Negro-Final-](https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/Informe-P-en-sedimentos-Embalses-del-Rio-Negro-Final-1.pdf)

[1.pdf](#)

Clérici, C., y García Préchac, F. 2001. Aplicaciones del modelo USLE/RUSLE para estimar pérdidas de suelo por erosión en Uruguay y la región sur de la cuenca del Río de la Plata. *Agrociencia-Sitio en Reparación*, 5(1), 92-103.

Desmet, P. & Govers, Gerard. 1996. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*. 51. 427-433.

Duarte, L., Teodoro, A.C., Gonçalves, J.A., Soares, D. and Cunha, M., 2016. Assessing soil erosion risk using RUSLE through a GIS open source desktop and web application. *Environmental monitoring and assessment*, 188, pp.1-16.

García Préchac, F. 1992. Guía para la toma de decisiones en conservación de suelos, 3ra. Aprox., INIA, Serie Téc. No. 26, 63 p

García Préchac, F. & Durán, A. 1998. Propuesta de estimación del impacto de la erosión sobre la productividad del suelo en Uruguay. *Agrociencia-Sitio en Reparación*, 2(1), 26-36.

García-Préchac, F. and Durán, A., 2001. Estimating soil productivity loss due to erosion in Uruguay in terms of beef and wool production on natural pastures. *Sustaining the Global Farm*. DE Stott, RH Mohtar and GC Steinhardt (eds), Purdue University and the USDA-ARS, National Soil Erosion Research Laboratory, USA, pp.40-45.

García-Préchac, F., Clérici, C., Sánchez, G., Dell'Acqua, M., Pereira, P., Dávila, F., Ferreira, G., Olivera, G., & Galain, M. 2017. Actualización técnica del Modelo de Estimación de Pérdida de Suelo por Erosión Hídrica para la elaboración de los Planes de Uso y Manejo Responsable de Suelos (PUMRS).



Ghosal, K. & Das Bhattacharya, S., 2020. A review of RUSLE model. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 48, pp.689-707.

EEA 1994. Corine Land Cover report – Part 2:

Nomenclature.<http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-part2> (Date: 11.05.2009)

Foucher, A., Tassano, M., Chaboche, P.A., Chalar, G., Cabrera, M., Gonzalez, J., Cabral, P., Simon, A.C., Agelou, M., Ramon, R. and Tiecher, T., 2023. Inexorable land degradation due to agriculture expansion in South American Pampa. *Nature Sustainability*, pp.1-9.

Kuglerová, L., Jyväsjärvi, J., Ruffing, C., et al. 2020. Cutting edge: A comparison of contemporary practices of riparian buffer retention around smallstreams in Canada, Finland, and Sweden. *Water Resources Research*, 56, e2019WR026381.

Lee, P., Smyth, C. & Boutin, S. 2004. Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. *Journal of Environmental Management*, 70, 165-180.

Lehner, B., Verdin, K. & Jarvis, A. 2008. New global hydrography derived from spaceborne elevation data.

Lepiane, V. Denis and García Préchac, F. 1997. Usle-rusle C factor estimation for eucalyptus plantations. Vol. 1 No. 1. <https://agrocienciauruguay.uy/index.php/agrociencia/article/view/1079>

Lowrance, R., Altier, L. S., Newbold, J. D., et al. 1997. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. *Environmental management*, 21, 687-712.

Lucas, C., Chalar, G., Ibareguren, E., et al. 2022. Nutrient levels, trophic status and land-use influences on streams, rivers and lakes in a protected floodplain of Uruguay. *Limnologica*, 94, 125966.

Macedo, P.M.S., Oliveira, P.T.S., Antunes, M.A.H., Durigon, V.L., Fidalgo, E.C.C. and de Carvalho, D.F., 2021. New approach for obtaining the C-factor of RUSLE considering the seasonal effect of rainfalls on vegetation cover. *International soil and water conservation research*, 9(2), pp.207-216.

Mary-Lauyé, A. L., González-Bergonzoni, I., Gobel, N., et al. 2023. Baseline assessment of the hydrological network and land use in riparian buffers of Pampean streams of Uruguay. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195, 80.

Mccool, D.K., Brown, L.C. and Foster, G.R. (1987) Revised Slope Steepness Factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 30, 1387-1396.

MGAP 2023. Datos SIG Factor R. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/tramites-y-servicios/servicios/factor-erosividad-lluvia>

Moazzem, S., Bhuiyan, M., Muthukumaran, S., Fagan, J. and Jegatheesan, V., 2023. Microbiome wetlands in nutrient and contaminant removal. *Current Pollution Reports*, pp.1-16.

Moraes, A. B., Wilhelm, A. E., Boelter, T., et al. 2014. Reduced riparian zone width compromises aquatic macroinvertebrate communities in streams of southern Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, 186, 7063-7074.

MVOTMA 2017. Río SANTA LUCÍA Ampliación de Zonas de Amortiguación del Plan de acción para



la protección de la calidad ambiental y la disponibilidad como fuente de agua potable de la cuenca hidrológica del Río Santa Lucía. https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/2020-11/Anexo%201%20AMPLIACION-MEDIDAS-8-%20DE%20ACCION%20CCSL%20v28-11-2017_0.pdf

Quinton, J. N., Govers, G., Van Oost, K., & Bardgett, R. D. 2010. The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. *Nature Geoscience*, 3(5), 311-314.

Renard, K. G. 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). US Department of Agriculture, Agricultural Research Service.

Romero Soto, F. I., Cozano, M. A., Gangas Fuentealba, R., et al. 2014. Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile.

ROU, 2023. Datos SIG Factor K. <https://catalogodatos.gub.uy/dataset/susceptibilidad-de-erosion-de-los-suelos-de-uruguay>

Sliva, L. & Williams, D. D. 2001. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water research*, 35, 3462-3472.

SNA. 2018. Plan de acción para la protección de la calidad ambiental de la cuenca del río santa lucía: Medidas de segunda generación. Secretaría Nacional de Ambiente (SNA), editor.

Strahler, A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 38, 913-920.

Tanyaş, H., Kolat, Ç. and Süzen, M.L., 2015. A new approach to estimate cover-management factor of RUSLE and validation of RUSLE model in the watershed of Kartalkaya Dam. *Journal of Hydrology*, 528, pp.584-598.

Teixeira de Mello, F., Lucas, C., Inda, H., et al. En prensa. Chapter 15. Uruguay River. In M. Graca, M. Callisto, A. Encalada, et al., editors. *Rivers of South America*, Elsevier.

Valkama, E., Usva, K., Saarinen, M., et al. 2019. A meta-analysis on nitrogen retention by buffer zones. *Journal of environmental quality*, 48, 270-279.

Wenger, S. 1999. A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation.

Yun Xie, Jie Tang, Yan Gao, Zhijia Gu, Gang Liu, Xiaoyu Ren. 2023. Spatial distribution of soil erosion and its impacts on soil productivity in Songnen typical black soil region, *International Soil and Water Conservation Research* 11(4): 649-659,

Obj 3. Evaluación del albardón continental y definición de zonas de vulnerabilidad e identificación de lineamientos para la restauración.

Beatriz Sosa¹, Gabriel Cavichioli, Federico Rodriguez¹, Yennifer Feo², Gabriela Fernández¹, Marcel Achkar¹

¹Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio Facultad de Ciencias.

²Departamento de Metodología de la Investigación. Facultad de Información y Comunicación.

Vulnerabilidad del albardón costero del área continental del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del río Uruguay y orientaciones para su conservación y restauración.

Los sistemas riparios son uno de los ecosistemas más vulnerables a nivel mundial (Davidson, 2014). La alteración en el régimen fluvial mediada por canalización, dragado, construcción de represas, sistemas de riego y desvíos por extracción de agua para su uso constituyen sus principales amenazas (EEM, 2005). En un sistema ya alterado, la llegada y establecimiento de especies exóticas invasoras constituyen otro factor relevante que ocasiona homogeneización y pérdida de la biodiversidad nativa, alterando los procesos ecosistémicos claves, como la captación de agua, la infiltración y la evaporación (Richardson & Thuiller, 2007). También es reconocido el rol relevante de la vegetación sobre el ambiente físico, en este contexto la investigación geomorfológica se ha extendido ampliamente fundamentalmente en ambientes costeros, fluviales y riparios (Viles, 2020) siendo los efectos de las especies invasoras, como agentes biogeomorfológicos, ampliamente reconocidos (Fei et al., 2014). Por tal motivo, resulta relevante comprender las relaciones existentes entre los procesos ecológicos y el ambiente físico de los sistemas riparios a los efectos de orientar su conservación (Vaughan et al., 2009).

En este marco se destaca la importancia de la estructura geomorfológica sedimentaria del albardón que es condicionada por la dinámica de los procesos de deposición–erosión fluvial y vegetación asociada. Esta geoforma cumple la funcionalidad de contención en los procesos de dinámica fluvial (Cayssials et al., 2022) dado su condición de ecotono entre el sistema fluvial y los humedales de la planicie de inundación. La integridad biofísica del albardón mantiene la estabilidad interna de resiliencia y productividad del humedal. Su geomorfología cumple un importante rol en el sistema de drenaje del humedal hacia el río y del río al humedal, protección del humedal a los eventos de crecida y aportes provenientes principalmente del Río Uruguay (Cayssials et al., 2022). Presenta relación estrecha con el monte ribereño asociado (también llamado bosque ripario) que constituye un importante corredor biológico para flora y fauna de zonas aledañas (SNAP, 2008). La cobertura vegetal contribuye a la contención del albardón de composición edáfica de sedimentos arenosos y areno-limoso no consolidados sometidos a procesos de erosión y redeposición en forma permanente por la dinámica fluvial (Cayssials et al., 2022) y a la dinámica diferencial al presentar discontinuidad sistémica de la vegetación.

Una de las principales amenazas para la conservación identificadas en los Humedales de Farrapos lo constituye la conservación del albardón. Este proceso erosivo presenta un fuerte patrón norte-sur siendo las áreas de la zona norte quienes presentan los niveles de erosión más elevados (DINAMA, 2014). Como posibles causas desencadenantes de este proceso se han identificado la alteración del

régimen hídrico y el avance de la invasión de la especie invasora *Gleditsia triacanthos*. Las

observaciones de campo muestran que esta invasora presenta un fuste erecto diferenciándose de la estructura fustal de las especies nativas que tienden a formar un entramado en el borde del albardón que actuaría frenando la velocidad de la corriente limitando por tanto su poder erosivo. La estructura fustal de la invasora no brinda esta protección al albardón por lo que el poder erosivo de la corriente sería mayor en las zonas invadidas.

Este trabajo se presenta con el objetivo de caracterizar el estado de vulnerabilidad del albardón con énfasis en las relaciones entre los procesos hidrológicos (deposición-erosión) y el avance del proceso invasivo de *G. triacanthos*.

3.1 Objetivos específicos del Objetivo 3

Objetivo 3: Caracterizar el estado de vulnerabilidad del albardón continental para generar orientaciones sobre posibles líneas de conservación y restauración.

Objetivo específico 1. Caracterizar la evolución del régimen de deposición-erosión en el área costera continental del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay.

Objetivo específico 2. Caracterizar el régimen de inundaciones.

Objetivo específico 3. Caracterizar el avance del proceso erosivo en el área continental del albardón. Describir el estado actual del albardón y compararlo con la línea de base.

Objetivo específico 4. Analizar la correlación espacial entre el avance del proceso invasivo de *G. triacanthos* y la erosión en el albardón continental.

Objetivo específico 5. Elaborar orientaciones para su restauración y conservación.

1. Caracterización del avance del proceso erosivo del albardón continental.

1.1 Metodología

Conforme a lo definido en el proyecto la caracterización del proceso de erosión se realizó contrastando la posición de la línea de costa de las fotografías aéreas del vuelo de 1966 con las imágenes satelitales actuales. Para realizar esta caracterización es necesario obtener imágenes comparables en relación al nivel del río. El nivel del río en el área protegida al momento de la toma de la fotografía de 1966 no se conoce por tanto se identificaron puntos sobre la fotografía aérea que permitieran comparar el nivel del río con las imágenes actuales. Los puntos seleccionados se ubicaron sobre la planta urbana en las localidades de San Javier y Nuevo Berlín ya que constituyen las áreas con mayor estabilidad y por tanto las diferencias visualizadas estarían vinculadas fundamentalmente a variaciones en el nivel del río. Luego de realizar la mencionada comparación se seleccionó la imagen de enero de 2017 con una resolución de 0,5m obtenida del mapa base de ESRI Satellite en QGIS v 3.16 por ser la que presentó menos diferencias en relación a la foto aérea. (**Figura 1.1.1**).



Figura 1.1.1 Comparación entre la foto aérea de 1966 y la imagen satelital de 2017 en las localidades urbanas de San Javier y Nuevo Berlín.

Las áreas de erosión se identificaron superponiendo la imagen de 2017 sobre la foto aérea; (**Figura 1.1.2**). Este análisis se realizó mediante escala fija en pantalla 1:2.500. Los tramos de erosión así identificados fueron digitalizados elaborando la cartografía de erosión en el área costera continental del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del río Uruguay para el período analizado.



Figura 1.1.2. Identificación de áreas de erosión en el tramo costero continental del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay. Superposición de imagen satelital de 2017 sobre foto aérea de 1966.

Se analizó la relación entre el ancho del canal y las áreas de erosión identificadas. El tramo del canal fluvial correspondiente al Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del río Uruguay está dividido por un sistema de islas (**Figura 1.1.3a**) por tanto es razonable considerar como ancho del canal a la distancia comprendida entre el sistema de islas y el área costera continental. Para medir esta distancia se dispusieron cada 500 metros un total de 45 transectos sobre la imagen satelital y se midió el largo de cada uno de ellos (**Figura 1.1.3b**). La relación entre el estado del albardón y el ancho del canal se analizó mediante curvas de regresión logística donde el estado del albardón constituyó la variable dependiente y el ancho del canal la variable independiente.

Los análisis espaciales se realizaron utilizando el software libre QGIS v 3.16; las curvas de regresión se realizaron en el programa SPSS v23.



Figura 1.1.3. Canal fluvial en el tramo de estudio. (a) Sistemas de islas dividiendo al canal fluvial (b) Disposición de transectos para medir el ancho del canal desde el sistema de islas hasta el área costera continental del PNEFIRU.

1.2 Resultados

El área de erosión identificada en el marco temporal analizado fue de 144.000 m². identificándose áreas de erosión y áreas de de mayor estabilidad (en las que no se detectaron procesos erosivos). En particular se reconocieron cinco zonas: En la **zona 1**, que se extiende desde Puerto Viejo hasta el límite norte del área protegida alternan áreas de erosión y estabilidad. La **zona 2** abarca el tramo comprendido entre Puerto Viejo y la desembocadura del arroyo Farrapos; consta principalmente de áreas con procesos erosivos. En la **zona 3** que se extienden desde la desembocadura del Arroyo Farrapos hasta la mitad norte de la isla Colón Grande no se detectaron procesos erosivos. La **zona 4** que se extiende frente a la mitad sur de la isla Colón Grande se caracteriza por la presencia de procesos erosivos. En la **zona 5** que se extiende hasta la desembocadura del arroyo Román se identifican áreas de erosión y estabilidad, con predominio de áreas de estabilidad (**Figura 1.2.1**).

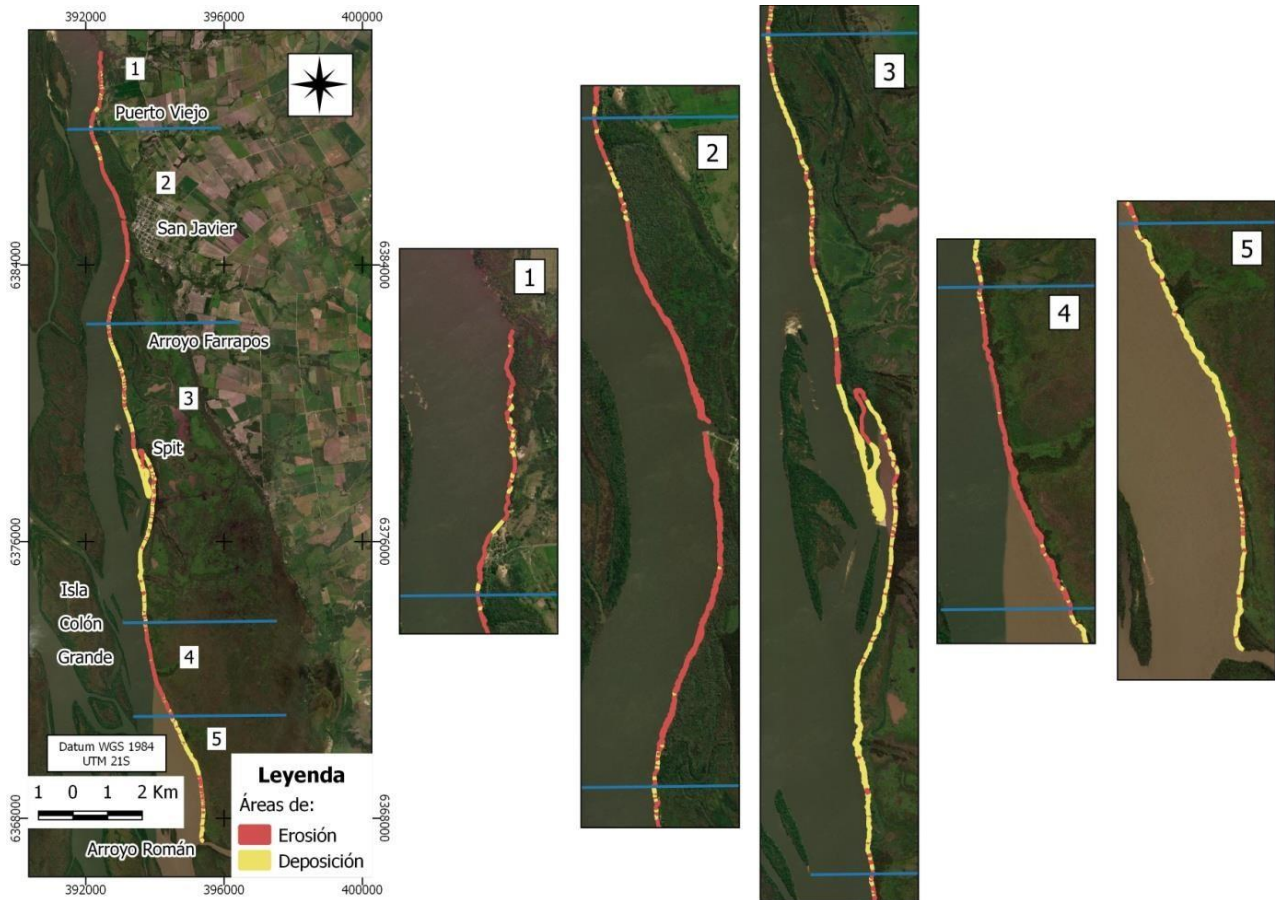


Figura 1.2.1. Detección de áreas con retroceso de la línea de costa. Rojo: Erosión. Amarillo: Estabilidad.

El modelo de regresión logística explicó el 45% de la variación del estado del albardón y clasificó correctamente el 76% del total de casos. Estos resultados indican que las zonas de erosión se vinculan a áreas donde el ancho del canal disminuye con un concomitante incremento en la velocidad del flujo determinando un mayor poder erosivo en estas áreas. No obstante; si bien el ancho del canal constituye una variable explicativa importante del patrón de erosión (45%) no se constituye en la única variable explicativa. Otros posibles factores vinculados a la geomorfología y a los impactos antrópicos en esta área debieran ser analizados con mayor profundidad, pero su análisis excede el alcance del presente trabajo.

2. Caracterización del estado actual del albardón continental.

2.1 Metodología

El monitoreo de la línea de costa es un insumo esencial para la planificación y el manejo costero en el marco de la adaptación al cambio climático (Almeida et al., 2021). En este marco la evaluación cuantitativa de las modificaciones en la línea de costa en relación con los procesos de erosión y deposición constituye un parámetro fundamental utilizado para caracterizar la vulnerabilidad costera (Hzami et al., 2021; McLaughlin & Cooper, 2010), En tal sentido contribuir a la generación de datos constituye uno de los desafíos actuales más relevantes (Almeida et al., 2021). Debido a la ausencia de datos provenientes de programas de monitoreo in situ, se han desarrollado técnicas vinculadas al

análisis de las modificaciones en la línea de costa mediante el análisis de imágenes satelitales. El Sistema de Análisis Costero basado en Imágenes Satelitales (CASSIE por sus siglas en inglés) es una herramienta de código abierto para el mapeo y análisis de la línea de costa utilizando imágenes satelitales (CASSIE, 2022). Este programa fue desarrollado para analizar las modificaciones en la línea de costa marina basado en imágenes satelitales (Almeida et al., 2021).

Debido a su potencialidad para el análisis de las modificaciones en la línea de costa en este trabajo se evaluó la pertinencia de su aplicación en sistemas fluviales. Para ello se seleccionaron las imágenes Landsat (resolución 30 metros) del área de estudio comprendidas entre los años 2005 y 2022 cuyos valores en el nivel del río oscilarán entre 1,1 metros y 1,6 metros ya que correspondieron al mayor número de imágenes en un rango comparable con el nivel del río dentro de su rango “normal” (sin inundaciones) (Gazzano, 2014). Se trabajó con un total de 21 imágenes (2005, 1 imagen; 2006, 3 imágenes; 2008, 3 imágenes; 2009, 1 imagen; 2010, 2 imágenes; 2011, 3 imágenes; 2013, 1 imagen; 2017, 1 imagen; 2019, 1 imagen; 2020, 3 imágenes; 2021, 1 imagen y 2022, 1 imagen).

Para detectar la tendencia con relación a los procesos de erosión-deposición se trabajó con un total de 238 transectos dispuestos cada 100 metros (**Figura 2.1.1**). Los resultados obtenidos registraron estabilidad en el 56,7 % de los transectos analizados. Por su parte se registraron procesos de erosión en el 36,6% de los transectos y erosión crítica en 6,3%. Este procedimiento detectó deposición en uno solo de los transectos analizados.



Figura 2.1.1. Transectos analizados mediante la herramienta CASSIE.

Para caracterizar el estado actual del albardón estos resultados fueron chequeados en campo. Para ello se seleccionaron un total de 120 puntos de acuerdo con su representatividad en función a los resultados de la clasificación de CASSIE. La clasificación obtenida mediante esta metodología no da cuenta de la complejidad constatada durante el trabajo de campo (recorrido en bote). En tal sentido se decidió caracterizar el estado actual del albardón en base a las observaciones de campo.

Los resultados del trabajo de campo fueron sistematizados elaborando una base cartográfica en la que se identifican las principales tipologías asociadas al proceso de retroceso costero. A los efectos de caracterizar en mayor detalle las mencionadas tipologías se realizó una nueva salida de campo. Este trabajo se realizó en el área de mayor inestabilidad costera donde los procesos erosivos resultan más intensos lo que facilita la visualización de los efectos estructurales del proceso erosivo lo que permite además su proyección en áreas donde el retroceso costero no se ha profundizado aún.

2.2 Resultados

2.2.1 Patrón de distribución de las principales tipologías asociadas al retroceso de la línea de costa en el albardón continental

Los resultados del trabajo de campo permitieron identificar en términos generales cuatro grandes tipologías en relación al retroceso de la línea de costa: **(T1)** Retroceso con árboles sin *Gleditsia triacanthos* en línea de costa; **(T2)** Retroceso con playa sin vegetación con *G. triacanthos* en línea de costa. **(T3)** Retroceso con playa sin vegetación sin *G. triacanthos* en línea de costa y **(T4)** Sin retroceso activo con playa, pasto y/o arbustos (Figura 2.2.1.1). Estas categorías se diferencian en una primera instancia por las estructuras geomorfológicas, identificándose áreas en la que se visualiza el albardón con procesos de erosión y zonas en las que se observa el albardón con procesos erosivos y también la formación de una playa arenosa. Para el nivel del río de **0,8 m** (correspondiente al período de sequía Noviembre 2022) las tipologías identificadas presentaron un patrón similar de ocurrencia. La tipología 1 (retroceso con árboles sin *G. triacanthos* en línea de costa) representó el 35% del total de los puntos registrados mientras que las tipologías en las que se identifica retroceso del albardón y formación de playa (tipologías 2 y 3) representaron el 39%. La tipología menos representada corresponde a la que indica procesos de estabilización (tipología 4, sin retroceso activo con playa, pasto y/o arbustos) que se registró en el 25% de los puntos relevados.

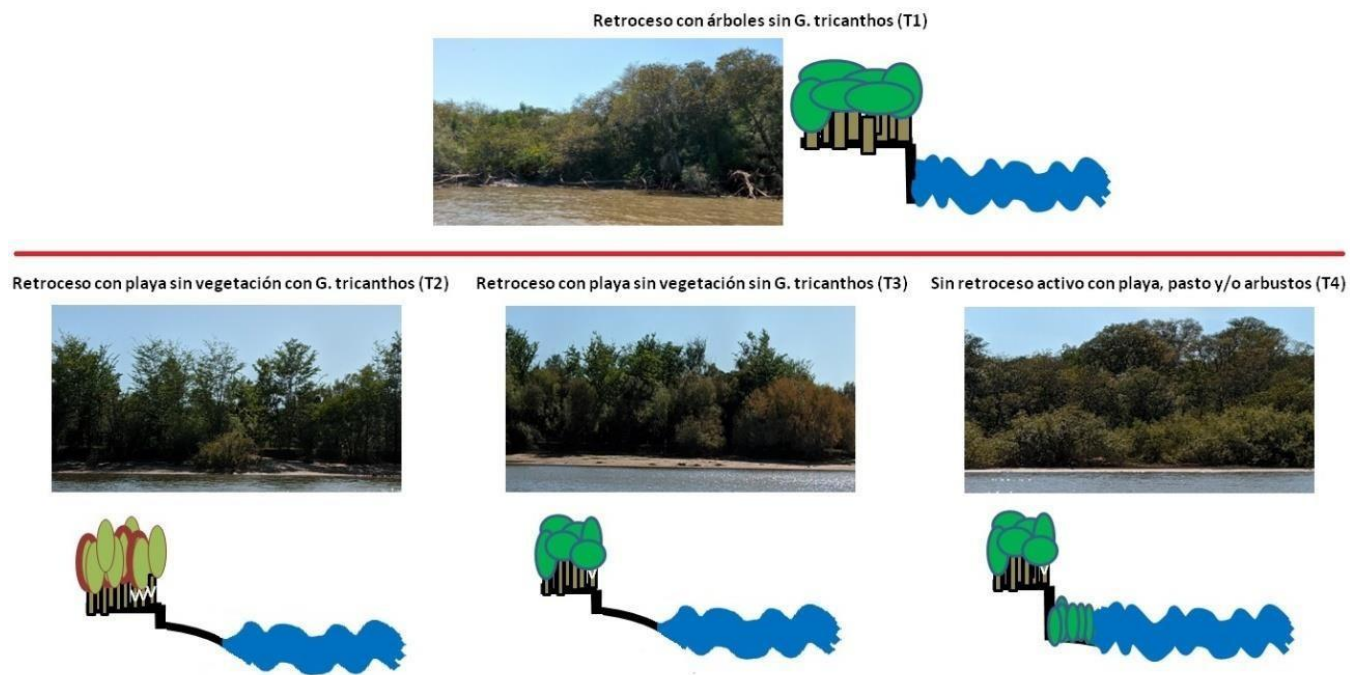


Figura 2.2.1.1 Tipologías identificadas en relación con los procesos de erosión-deposición para un nivel de río de 0,8m.

En relación al patrón espacial de estas tipologías fue posible identificar 12 zonas (**Figura 2.2.2**): **Zona A**; conformada principalmente por la tipología (T4) comprende el tramo que se extiende 3,8 km hacia el sur desde el límite norte del área protegida. **Zona B**; hacia el sur de esta zona y hasta San Javier se identifica un retroceso del albardón asociado también a la formación de playas sin *Gleditsia triacanthos* sobre la línea de costa (T3) que presenta una extensión de 1,2km. **Zona C**; se extiende 2,1 km desde San Javier y hasta la desembocadura del arroyo Farrapos predominan los procesos de retroceso y formación de playas con la presencia de *G. triacanthos* sobre la línea costera (T2). Cabe señalar que la presencia de la invasión en la línea de costa es consistente con su patrón de distribución ya que esta zona corresponde al área de invasión consolidada. **Zona D**; desde la desembocadura del arroyo Farrapos se extiende 0,7 km hacia el sur una zona con retroceso del albardón sin formación de playas (T1). **Zona E**; constituye un tramo de 1,1 km en el que no se identifican procesos de retrocesos del albardón (T4). **Zona F**; el retroceso del albardón (sin formación de playas) (T1) continúa luego 1,6 km hacia el sur y se extiende hasta el inicio del split. **Zona G**; desde el inicio de la isla Banco Grande se extiende 1,3 km hacia el sur un área en la que predomina el retroceso del albardón sin *G. triacanthos* (T1). **Zona H**; conformado por un tramo de 1,9 km en el que predominan el retroceso del albardón con formación de playas sin *G. triacanthos* (T3). **Zona I**; es un tramo de 0,7 km caracterizado por el retroceso del albardón en la línea costera (T1). **Zona J**; se identifica un tramo de 2,7 km con retroceso de albardón y formación de playa sin *G. triacanthos*. **Zona K**; es un tramo de 0,8 Km en el que no se identifica retroceso activo (T4). **Zona L**; representa el último tramo, mide 1,5 km y finaliza en la desembocadura del arroyo Román con predominio de procesos de retroceso sin formación de playa (T1).

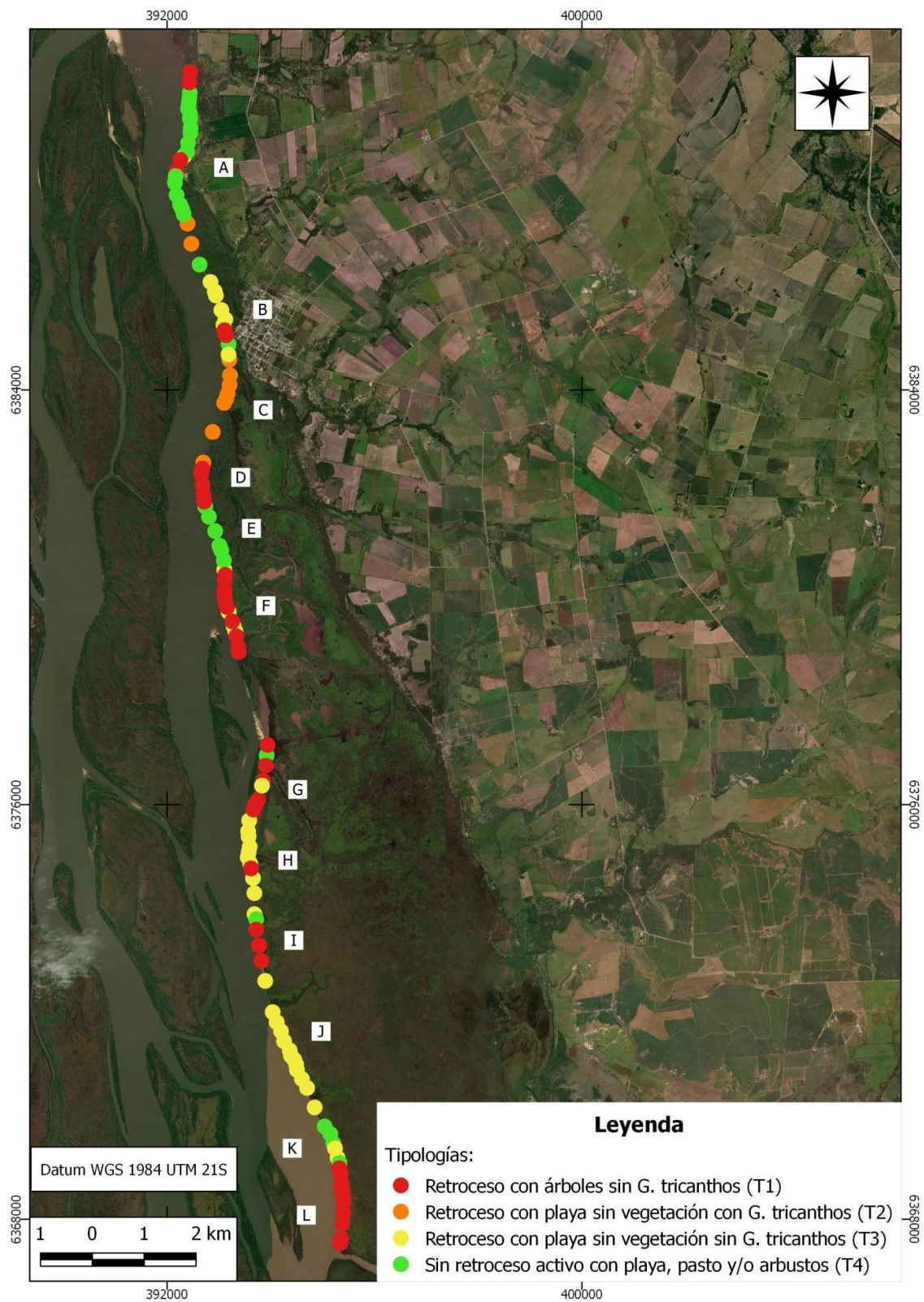


Figura 2.2.1.2. Patrón de distribución de las tipologías identificadas para un nivel de río de 0,8m.

2.2.2 Efectos del avance del proceso de retroceso de la línea de costa del albardón continental

Las observaciones de campo permiten inferir que el proceso erosivo en el área de estudio ha determinado en varias zonas la pérdida completa del componente edáfico lo que indica la severidad de este proceso. Esta afirmación se basa en el análisis de las observaciones realizadas en la categoría *retroceso con playa*.

Por ejemplo, en el área costera es posible identificar estructuras escalonadas donde las zonas más altas del albardón son las más lejanas a la costa y el afloramiento de arena “playa” constituye el límite costero sugiriendo una pérdida progresiva del albardón hasta la eliminación del componente edáfico (Fig. 2.2.2.1). Cabe señalar que la visualización de este tipo de estructura está condicionada por el nivel del río, niveles más bajos permiten una mejor visualización de este tipo de proceso en tanto es posible identificar un mayor número de niveles..



Fig. 2.2.2.2. Área de retroceso costero donde se visualiza una estructura escalonada.

Otra observación que apoya la mencionada afirmación la constituye la presencia de árboles añosos en algunas de las áreas asociadas a esta tipología. Si estas tipologías constituyeran áreas de neoformación la estructura vegetal de la misma debiera corresponderse con la de la sucesión primaria. Por el contrario, se observa un Ingá de gran porte (Fig. 2.2.2.3); esta especie es característica del bosque ribereño maduro. Por lo tanto, su presencia en estas áreas sugiere que el mismo constituye un ejemplar relictual de un área de bosque que actualmente se ha perdido. También es posible observar la presencia de árboles de *G. triacanthos* cuyas raíces se encuentran suspendidas lo que indica la pérdida total del componente edáfico (Figura 4.1)



Fig. 2.2.2.3. Presencia de Ingá de gran porte en área caracterizada como “retroceso con playa”.

Estos ejemplos (Figs. 2.2.2.2 y 2.2.2.3) son destacables ya que permiten visualizar los efectos del proceso de retroceso de la línea de costa en relación con la pérdida de hábitat de bosque ribereño. Cabe señalar que el bosque actúa como protección del proceso erosivo por lo que su pérdida aceleraría este proceso. Paralelamente, la reducción del efecto barrera asociada a la pérdida del albardón y su bosque incrementa el ingreso del agua al estero alterando por tanto las características de este sistema.

3. Detección, en el corto plazo, del avance del proceso erosivo del albardón continental

3.1 Metodología

Para caracterizar el retroceso de la línea de costa en el corto plazo se consideró, en una primera instancia, utilizar imágenes sentinel-1 debido a las ventajas en cuanto temporalidad, resolución espacial (10m) y por ser un sensor que no es sensible a las condiciones atmosféricas además son productos que se obtienen de forma libre. Sin embargo, la resolución espacial de estos insumos no resultó adecuada para identificar pequeñas variaciones en la línea de costa. En este marco, se optó por utilizar insumos con mejor resolución espacial; un mosaico construido a partir de imágenes satelitales Iconos pancromáticas con resolución espacial de 0,50 metros proporcionado por el Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio y el mosaico proporcionado por la IDEuy con resolución espacial de 0,30 metros. Si bien se mejoró la resolución espacial, la temporalidad queda sujeta a dos fechas, las imágenes Iconos fechadas en el año 2013 y el mosaico de la IDEuy correspondientes al año 2017.

La viabilidad de comparar estos dos insumos que presentan diferentes resoluciones espaciales y que fueron obtenidos con diferentes sensores fue evaluada mediante análisis visual donde se identificaron estructuras de referencia como muelles, pequeñas marinas para embarcaciones u

otras infraestructuras urbanas que permanezcan incambiables en el período de tiempo considerado para este trabajo (2013 - 2017). Además, se validó la correspondencia entre ambas imágenes mediante el cálculo del error medio cuadrático. Para ello se tomaron cinco puntos de control sobre la ciudad de San Javier y se calculó el error residual de cada punto utilizando la fórmula

$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{j=1}^n (y_j - \hat{y}_j)^2}$ donde y_j son los datos observados, \hat{y}_j los datos esperados y n la cantidad de datos. Para este trabajo se consideraron los puntos de control tomados sobre el mosaico del año 2013 datos observados y los puntos de control tomados sobre el mosaico del año 2017 datos esperados. El error así calculado entre dos puntos de las respectivas imágenes fue de 2.15 m. (Tabla 3.1.1).

Tabla 3.1.1. Cálculo del error residual medio cuadrático entre la imagen Ikonos 2013 y el mosaico de IDE 2017.

Datos observados Coord x 2013	Datos esperados Coord x 2017	Datos observados Coord y 2013	Datos esperados Coord y 2017	Diferencia en x elevado al cuadrado	Diferencia en x elevado al cuadrado
393932,1487	393933,3665	6385272,804	6385274,571	1,483178108	3,123419981
394010,0686	394012,6456	6385505,483	6385506,693	6,640599148	1,464559836
394002,1046	394004,0052	6384919,007	6384921,05	3,612257553	4,177568086
393079,5889	393078,6314	6385292,665	6385292,215	0,916733481	0,202563004
393120,0702	393119,1128	6385295,311	6385294,596	0,916733481	0,510724622
suma				13,56950177	9,47883553

Suma dividido n (coord. x)	Suma dividido n (coord. y)	Raíz coord.x	Raíz coord.y
2,713900354	1,895767106	1,647391986	1,376868587

Error residual	Dsitancia entre puntos (en metros)
En x = 1,65 metros	
En y = 1,38 metros	
2,15	

El uso de la vegetación costera para la delimitación de la costa en sistemas riparios es ampliamente utilizado (Guo et al 2023). En los sistemas fluviales los procesos erosivos pueden ocasionar el volcado de árboles, este proceso también ha sido reconocido en el área de estudio (Figura 4.1). Para caracterizar el retroceso de la línea costera se comparó la posición de la línea de costa delimitada sobre las imágenes de 2017 y 2013 respectivamente. Cabe destacar que mediante esta metodología solo se detecta el retroceso en la línea de costa que determine el volcado de árboles (procesos de menor magnitud no pueden ser identificados).

Otro aspecto que considerar cuando se comparan dos imágenes sobre una zona ribereña es el nivel del río para las fechas consideradas, dado que no fue posible determinar las cotas del río para ambas fechas se asumió la existencia de variabilidad en los niveles. En tal sentido y para disminuir esta fuente de error se tomó como línea de costa el borde del dosel del bosque por considerarse la zona menos sensible a las variaciones en el nivel del río ya que sólo se vería afectada durante eventos de gran magnitud que no corresponden a las fechas de las imágenes utilizadas. Por su parte, las zonas costeras sensibles a pequeñas variaciones en el nivel del río como playas, pastizales y vegetación baja (Figura 3.1.1) no fueron consideradas en el presente análisis.

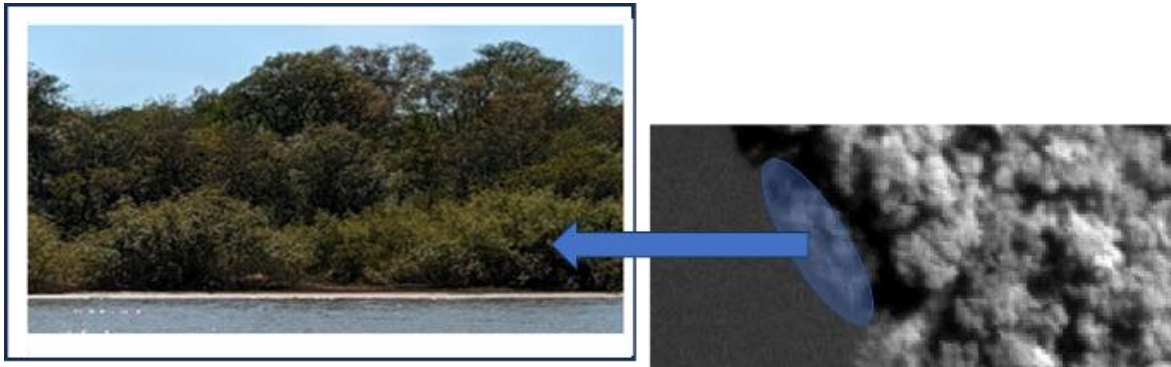


Figura 3.1.1. Ejemplo de área descartada del análisis debido a su sensibilidad frente a variaciones en el nivel del río.

La digitalización del borde costero de ambas imágenes se realizó sobre una escala en pantalla de 1:1000. Esta escala fue definida considerando la diferencia de resolución espacial entre los dos mosaicos y la optimización del tiempo de digitalización considerando la extensión de la zona. Se generaron dos archivos shapefile (shp), “borde_dosel_2013” y “borde_dosel_2017” respectivamente. Utilizando estos insumos se generó un polígono cuyas líneas paralelas a la costa representan la línea de costa de 2013 y 2017 respectivamente. La diferencia entre las mismas representa el dosel perdido para el período analizado (Figura. 3.1.2).



Figura 3.1.2. Polígono generado en base a la comparación de la línea de costa para las imágenes 2013-2017

Para caracterizar áreas en relación a la magnitud del proceso de retroceso se dividió el polígono en sub zonas cada 50 metros lineales, de esta forma todos los polígonos analizados presentan una longitud de 50m. Se calculó el cociente entre la superficie de cada polígono y un área de 2500m²

definida arbitrariamente a los efectos de estandarizar el área que representa el retroceso de la línea de costa. Posteriormente los polígonos se clasificaron en 5 clases con cortes naturales “Natural Breaks” donde los valores más altos representan una mayor superficie erosionada. Cabe señalar que esta metodología no cuantifica la superficie de retroceso de la línea costera, pero sí es válida para identificar áreas con mayor y menor magnitud del proceso de retroceso.

Finalmente, los polígonos así clasificados se vincularon a la tipología de retroceso costero definida en la sección 2.2.1. Para ello se utilizó un algoritmo de clasificación que permitió generar zonas a partir de los puntos categorizados en la sección 2.2.1. (Figura 3.1.3). De esta forma se asoció el retroceso costero en el corto plazo con las estas tipologías previamente definidas.

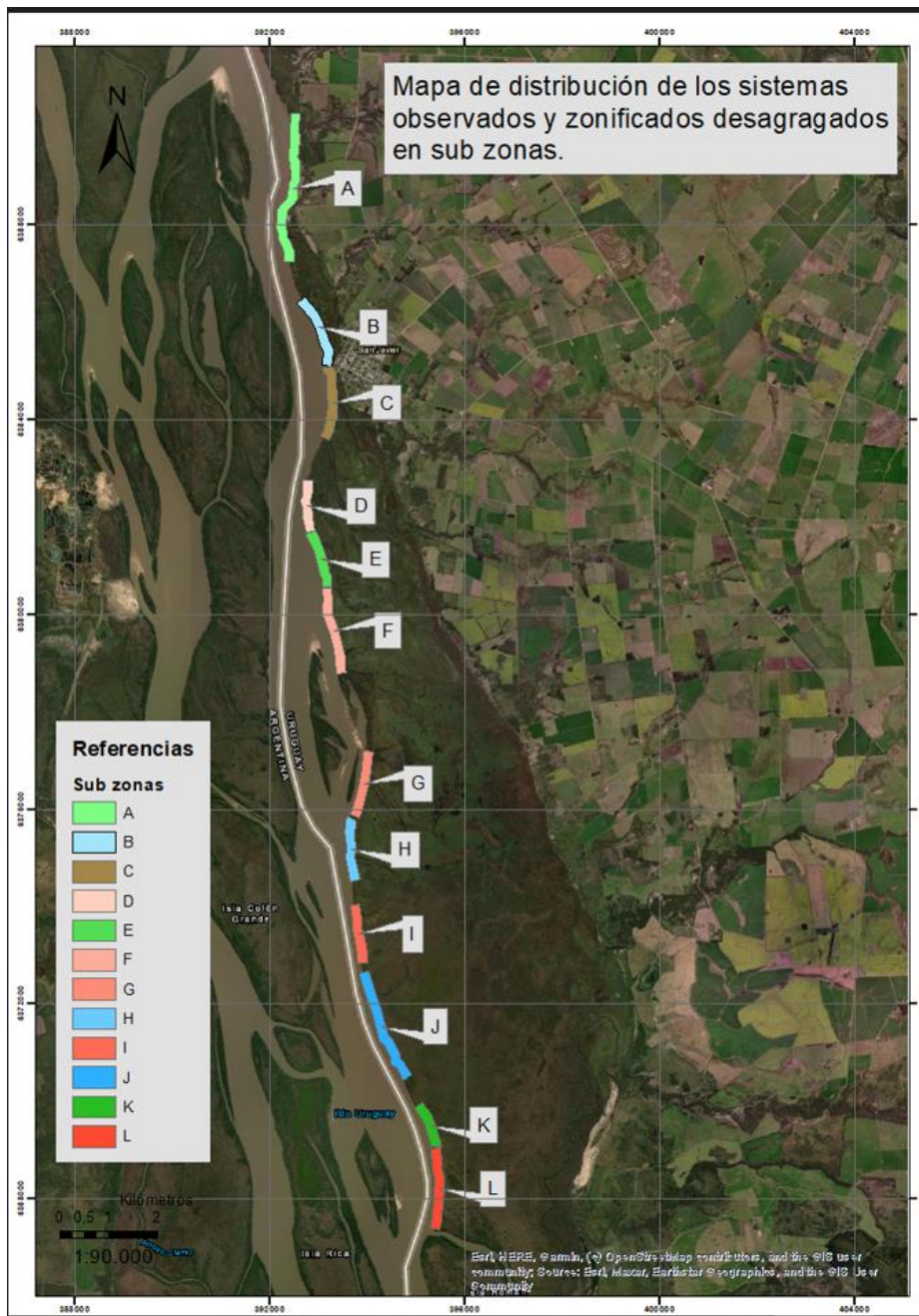


Figura 3.1.3. Zonificación a partir de la tipología de retroceso de la línea. Tonos de azul. Áreas con predominio de puntos de retroceso costero con playa sin *G.triacanthos*. Tonos de rojo. Áreas con predominio de puntos de retroceso costero sin *G. triacanthos*. Tono marrón. Áreas con predominio de puntos de retroceso costero con playa con *G.triacanthos*. Tonos de verde. Áreas sin retroceso activo con playa, pastos y o arbustos.

3.2 Resultados

Los resultados obtenidos al comparar las imágenes satelitales (2013-2017) muestran que el proceso erosivo avanza en cortos períodos de tiempo ya que pudo detectarse erosión a lo largo de toda el área de estudio (Figura 3.2.1). En este punto cabe señalar que el período analizado comprende la inundación del año 2015 que fue calificada como una de las más importantes en los últimos 50 años.



Figura 3.2.1 Detección de retroceso de la línea de costa en el período 2013-2017.

A continuación, se describen brevemente los resultados obtenidos en las zonas ubicadas al sur de la estructura de split (lengüeta) por ser la zona que presenta mayor estabilidad en el análisis realizado en la sección 1.2. En el entendido de que la detección de retroceso costero en el corto plazo, en zonas que presentan mayor estabilidad alertan sobre la importancia de este proceso en el área de estudio.

Zona F. Predominan la estructura de retroceso sin playa se identifican polígonos con valores altos en relación al retroceso del albardón costero (Fig. 3.2.2).

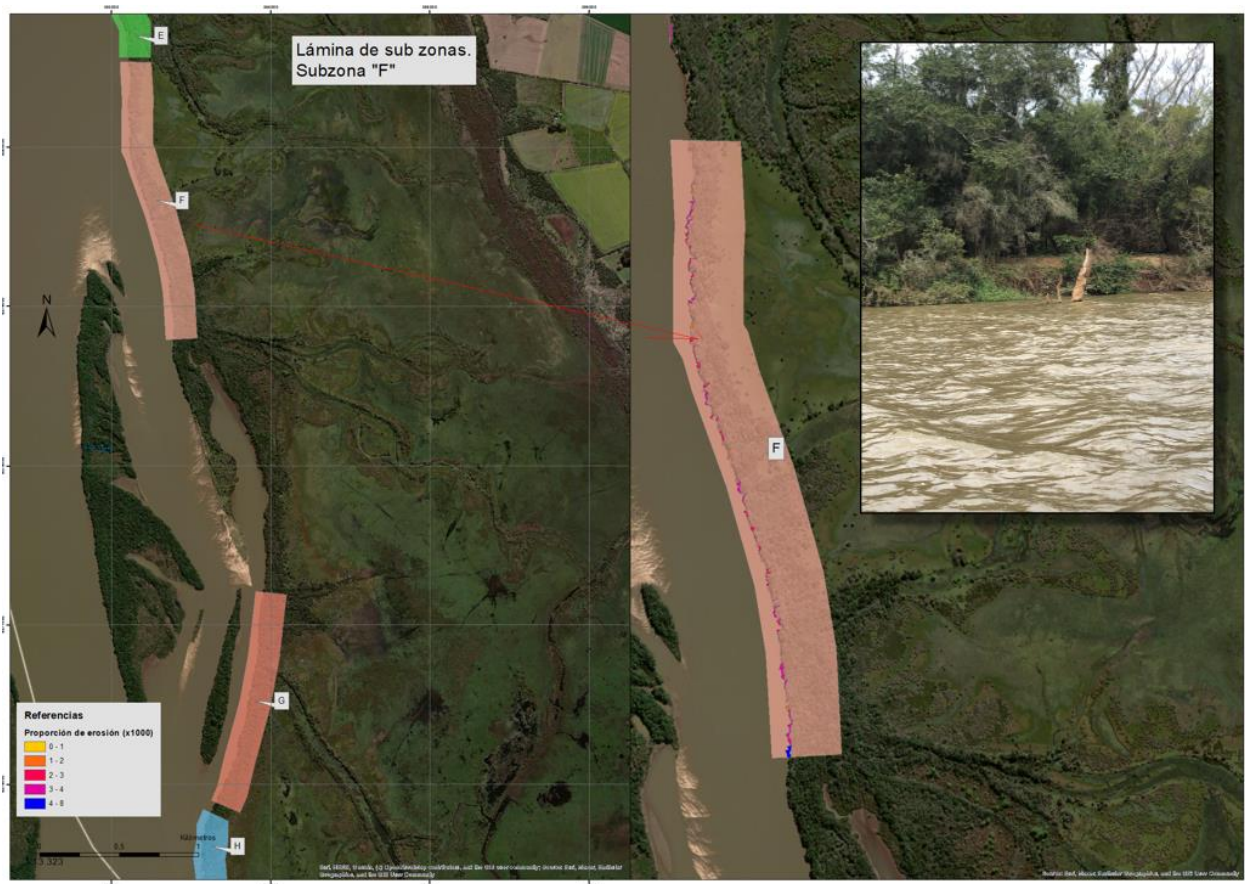


Figura 3.2.2. Detección en la zona F de retroceso de la línea de costa mediante comparación de imágenes satelitales 2013-2017. Fotografía tomada en zona F registrando erosión costera (Agosto 2023).

Zona G. Predominaron observaciones asociadas a procesos de retroceso, en menor medida se identificaron procesos de erosión con playa. Se identifican polígonos con valores altos en relación al retroceso del albardón costero (Fig. 3.2.3).



Figura 3.2.3. Detección en la zona G de retroceso de la línea de costa mediante comparación de imágenes satelitales 2013-2017. Fotografía tomada en zona G registrando erosión costera (Agosto 2023).

Zona H. Predominan observaciones asociadas a procesos de retroceso con playa, presenta también puntos de retroceso sin playa los polígonos de esta área presentan valores altos de proporción en relación al proceso erosivo (Figura 3.2.4).

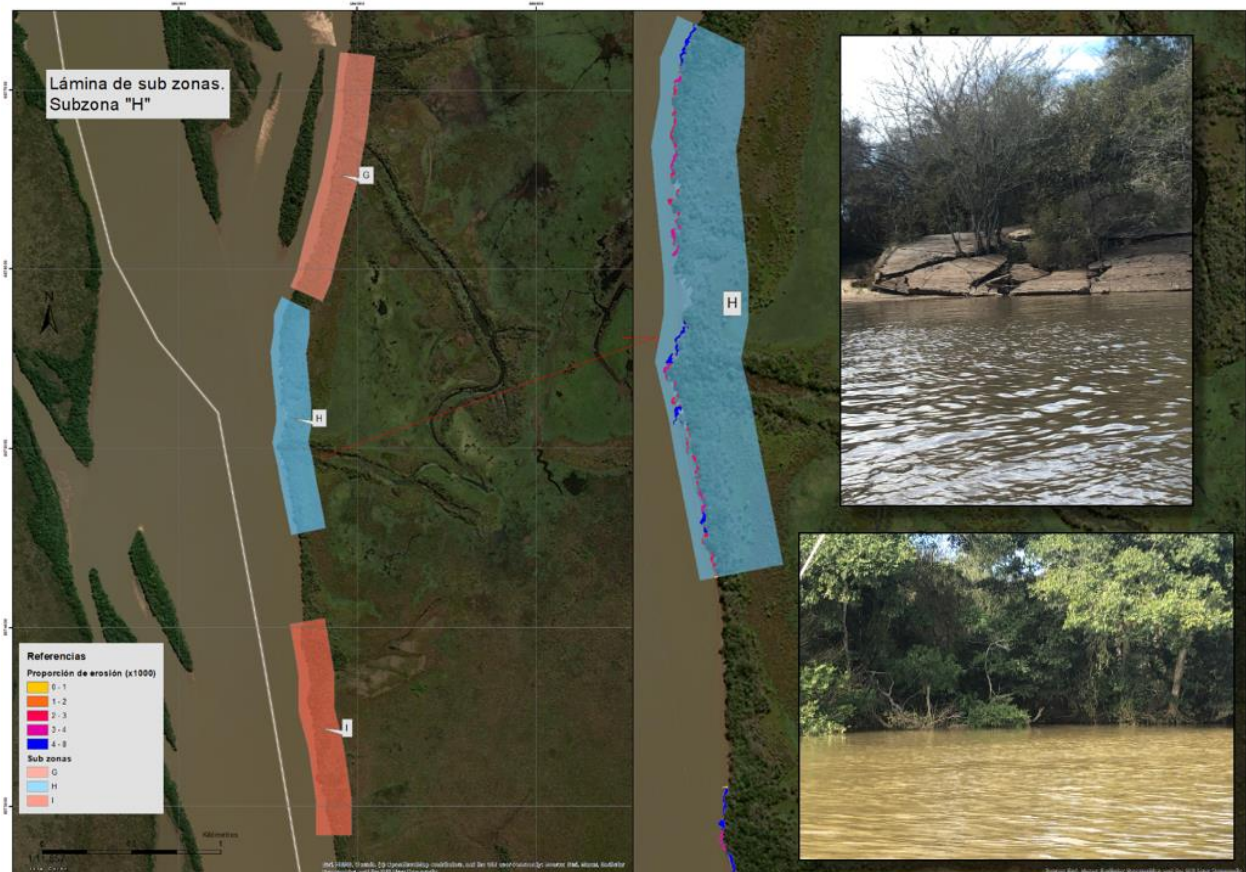


Figura 3.2.4. Detección en la zona H de retroceso de la línea de costa mediante comparación de imágenes satelitales 2013-2017. Fotografía tomada en zona H registrando erosión costera (Agosto 2023).

En las zonas I, J, K y L (Figuras 3.2.5-3.2.8) también se visualizan zonas con procesos erosivos activos. En conjunto la intensidad de estos procesos es menor que en las áreas arriba mencionadas. No obstante, también es posible visualizar procesos erosivos activos en estas áreas incluso en aquellas áreas donde el retroceso no se visualiza como el proceso predominante (zona K).

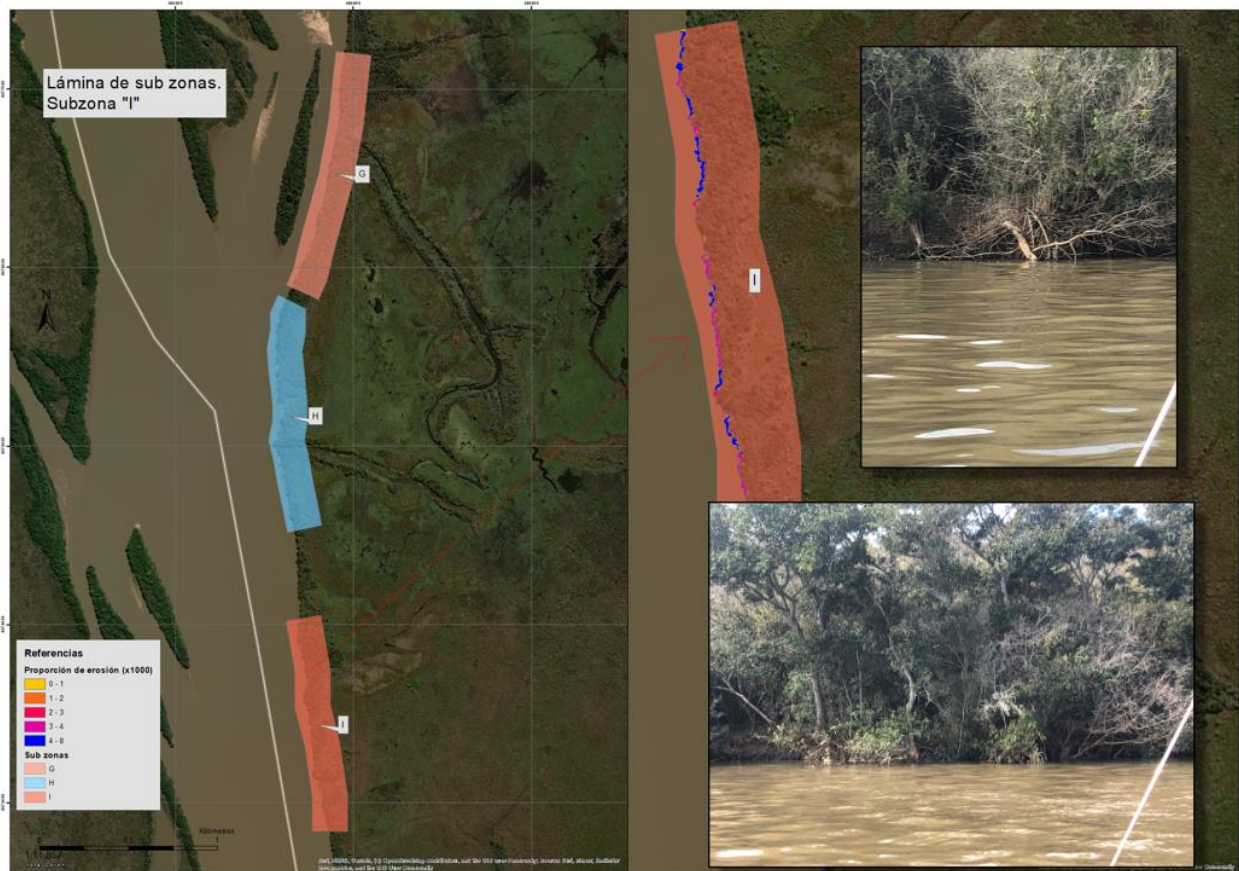


Figura 3.2.5. Detección en la zona I de retroceso de la línea de costa mediante comparación de imágenes satelitales 2013-2017. Fotografía tomada en zona I registrando erosión costera (Agosto 2023).

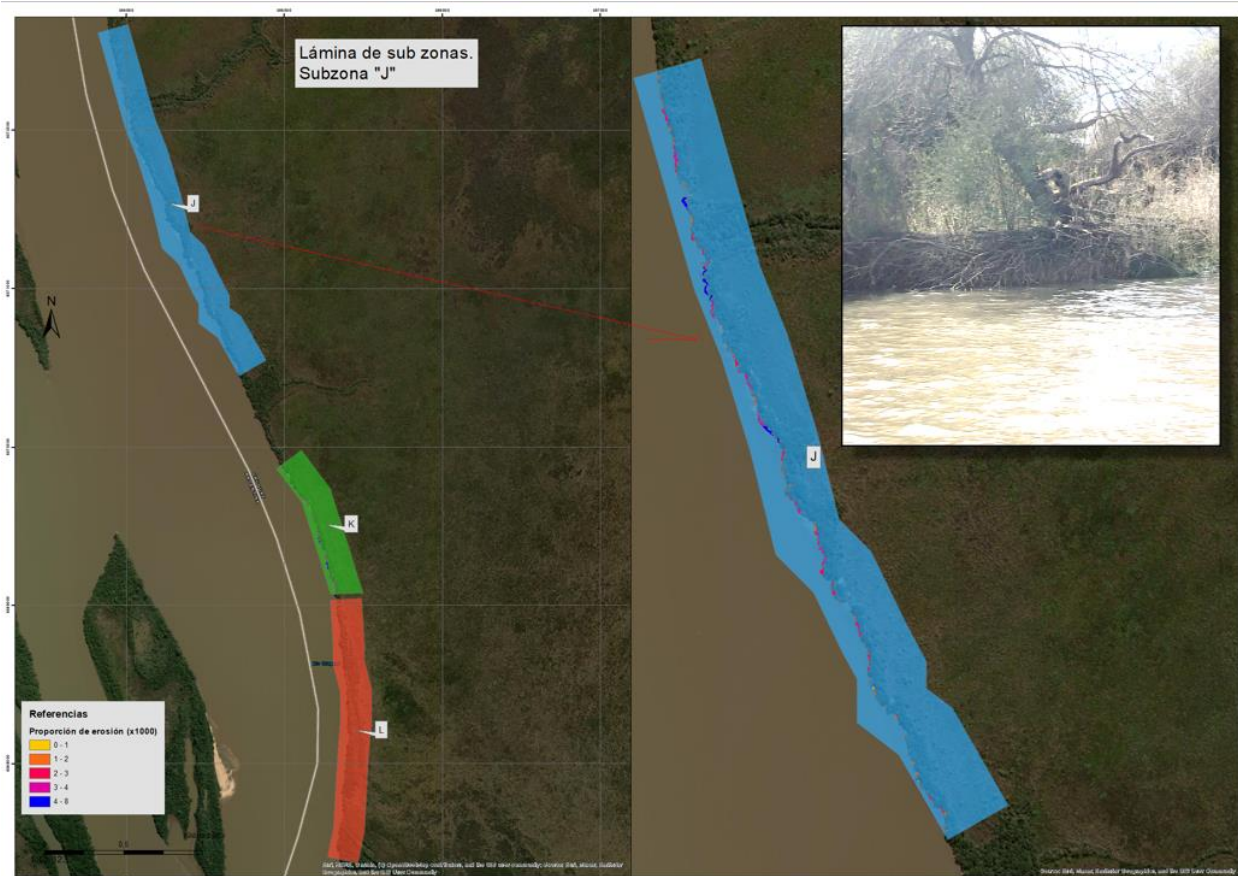


Figura 3.2.6. Detección en la zona J de retroceso de la línea de costa mediante comparación de imágenes satelitales 2013-2017. Fotografía tomada en zona J registrando erosión costera (Agosto 2023).

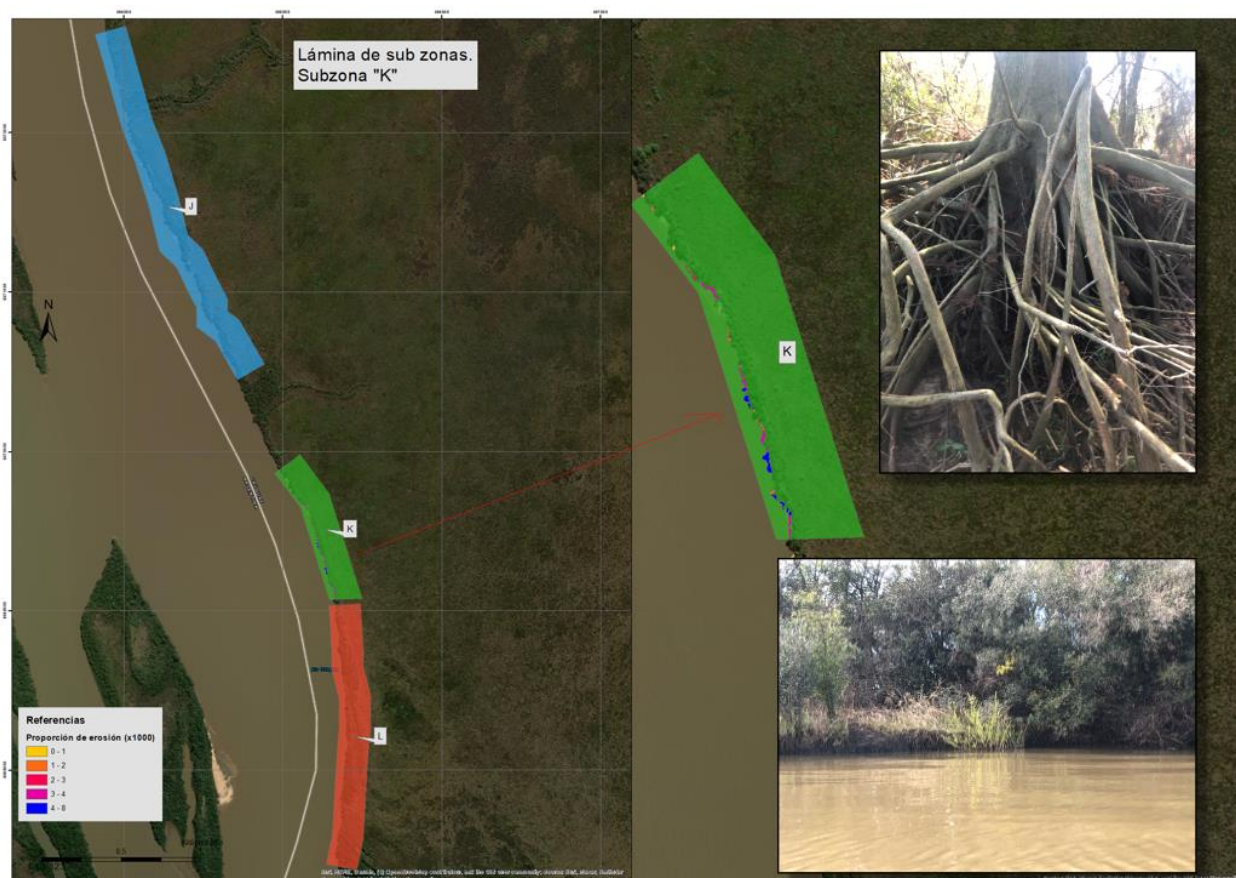


Figura 3.2.7. Detección en la zona K de retroceso de la línea de costa mediante comparación de imágenes satelitales 2013-2017. Fotografía tomada en zona K registrando erosión costera (Agosto 2023).



Figura 3.2.8. Detección en la zona L de retroceso de la línea de costa mediante comparación de imágenes satelitales 2013-2017. Fotografía tomada en zona L registrando erosión costera (Agosto 2023).

4. Relación entre la invasora *Gleditsia triacanthos* y la erosión del albardón continental

Es importante señalar, que los procesos de retroceso sobre la línea de costa se identifican tanto en áreas en donde se visualizan individuos de *G. triacanthos* como en áreas donde éstos no se encuentran presentes (Sección 2.2.1) Estos resultados indican que, a escala ecosistémica, este proceso invasivo no afecta el patrón espacial de erosión del albardón.

No obstante, la presencia sobre el borde costero de esta especie podría facilitar el proceso erosivo. Son varias las características estructurales que determinan el volcado de un árbol, siendo la altura una de ellas (Silva, 2019). Las especies nativas más abundantes registradas en el borde costero del área de estudio (muestreo realizado en 2017) fueron Pitanga, Blanquillo, Viraró e Ingá cuyas alturas medias fueron 4m, 5m, 4m y 7m respectivamente. Por su parte, la altura media calculada para *G. triacanthos* fue de 8 m duplicando la altura de las nativas más representativas del área y superando en 1m la altura registrada para el Ingá. Considerando esta variable, es razonable suponer que *G. triacanthos* tendría mayor probabilidad de volcado que las especies nativas. El volcado de esta especie es reconocido en varios puntos del área. Este proceso implica también la desestructuración puntual del albardón en el área de enraizamiento del árbol (Figura 4.1.); asimismo podría contribuir a la desestabilización del albardón en las zonas adyacentes facilitando el volcado y concomitante desmoronamiento de las zonas adyacentes.

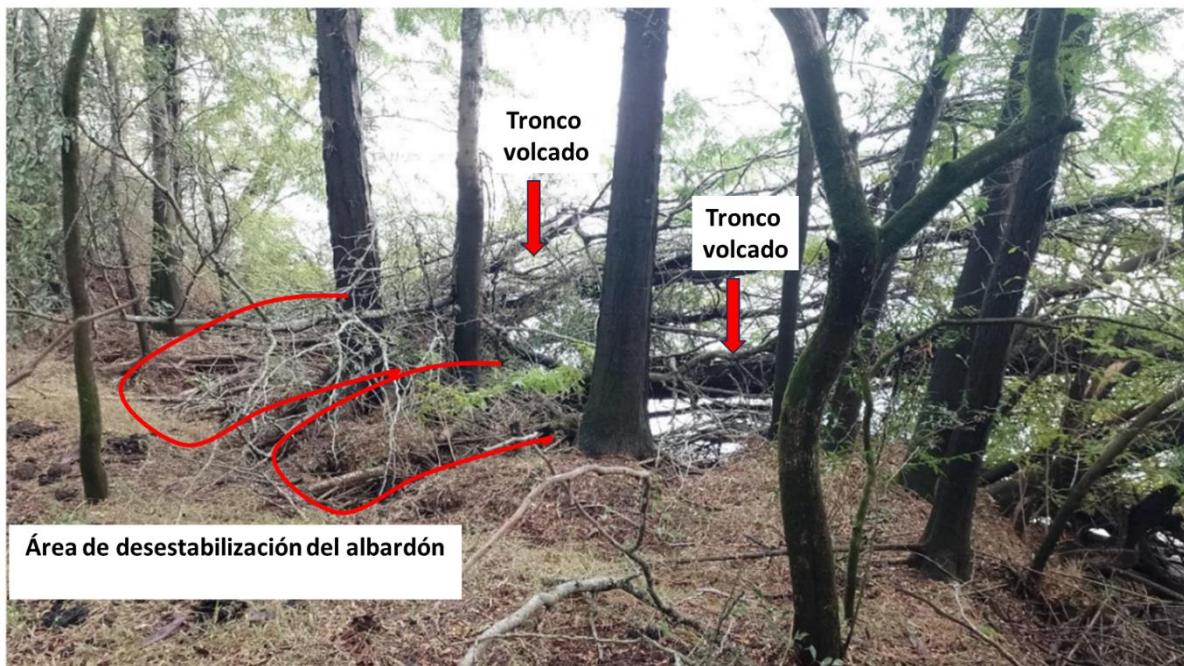


Figura 4.1. Volcado de individuos adultos de *G. triacanthos* y generación de puntos de desestabilización del albardón costero.

Otra observación que permite identificar la pérdida total de la estructura edáfica en el albardón costero y la visualización de un sustrato inferior arenoso la constituye la visualización de entramados de raíces de *G. triacanthos* que carecen completamente de sustrato (Figura 4.2.); esta situación genera una alta inestabilidad estructural siendo su volcado inminente con la concomitante pérdida de albardón que todavía sostiene a estos árboles.



Figura 4.2. Entramado radicular de *G. triacanthos* sin apoyo de sustrato.

5. Dinámica del nivel del río

En esta sección se analizan los datos del nivel del río para Paysandú y San Javier utilizando análisis de series temporales ya que esta técnica permite detectar y modelar la dinámica temporal de esta variable. Para el caso de San Javier los datos fueron disponibilizados en 2022 por Prefectura Nacional Naval, en el caso de Paysandú fueron descargados del Observatorio Hidrológico Nacional. Los registros de Paysandú abarcan el período comprendido entre 01/02/1921 hasta el 21/04/2022, su estudio resulta relevante ya que permite analizar una ventana temporal amplia (un siglo). Dado que la ciudad de Paysandú se encuentra 170 km río arriba de la localidad de San Javier y que entre ambas zonas no se identifican estructuras hidrogeomorfológicas destacadas que pudieran alterar en términos generales la dinámica del nivel del río se considera razonable asumir que la dinámica del nivel del río en la localidad de San Javier es consistente con la de la ciudad de Paysandú. El análisis de correlación entre estas series debiera confirmar esta asunción, pero excede el alcance del presente trabajo.

5.1 Metodología

El análisis realizado consistió en cuatro etapas; exploración de la calidad de los datos, identificación de tendencia y/o estacionalidad, ajuste de las series temporal a un modelo matemático e identificación de grupos de años con dinámicas similares. Los análisis para la ciudad de Paysandú corresponden a los valores de media mensual y para la localidad de San Javier corresponden a datos horarios.

Exploración de la calidad de los datos: En las dos bases de datos analizadas se detectó una tasa alta de datos faltantes para ciertos periodos de años. Una vez definido los periodos que se podían estimar, se procedió a realizar imputación de estos por medio del uso del filtro de Kalman.

Identificación de tendencia y/o estacionalidad: Con las bases imputadas en la etapa anterior, se procedió a identificar la existencia o ausencia de tendencia y estacionalidad en las series de tiempo bajo análisis, se evaluó la presencia de efectos heterocedásticos en la serie de residuos probando si era necesario modelar la varianza con dependencia en el tiempo y se testeó la existencia (o no) de una raíz unitaria, entre otros tests preliminares necesarios de realizar previamente al ajuste de cada modelo matemático.

Ajuste a un modelo matemático: Se revisó el cumplimiento de los supuestos para dar validez a los modelos elegidos donde se testearon modelos del tipo ARIMA, ARMA-GARCH y GARCH. En todos los casos, se eligió aquel modelo que presentó el criterio de información de Akaike (AIC) con los valores más pequeños, que además cumpliera con supuestos de varianza con errores no autocorrelacionados, normalidad y ruido blanco, y que los coeficientes estimados fueran estadísticamente significativos al 5%.

Identificación de grupos de años con dinámicas similares. Para detectar grupos de años en los que la dinámica anual (incluyendo estructura y dinámica de la serie) tendrían en términos estadísticos

una similitud estructural se implementó el análisis de clusters jerárquicos aglomerativos con el uso de la distancia DWT (distance time warping)
Todos los análisis fueron realizados en el software libre R (R Core Team 2022).

5.2 Resultados

5.2.1 Dinámica del nivel del río en la ciudad de Paysandú

El archivo original de Paysandú contiene 27.532 mediciones diarias, comprendidas entre las fechas 01/02/1921 hasta el 21/04/2022. En la etapa de exploración de calidad de la información se detectaron 9.438 datos vacíos (34%) que abarcaban principalmente los años 1954 hasta 1971, lo cual es un lapsus de tiempo bastante grande para imputar y más complejo aún si el nivel de desagregación es diario. Se optó por agrupar mediciones promedio por mes, para evaluar si al agrupar mediciones se detectan comportamientos similares disminuyendo la volatilidad que trae intrínseca la medición por día y a su vez reducir la cantidad de datos a imputar. Se tomó la decisión de particionar esta serie en dos periodos debido al gran vacío ocasionado por la falta de mediciones entre 1954 y 1970. El primer periodo comprende las mediciones entre febrero de 1921 a diciembre 1953, y el segundo entre enero 1971 a abril de 2022.

5.2.1.1 Análisis para el período 1921-1953

En este periodo la medición del nivel del agua en el primer cuartil fue 0,5799, la mediana 1,1374, el promedio 1,4750, tercer cuartil 2,1667 y el máximo 7,3863. El desvío estándar fue de 1,175. Como se observa en el histograma, se presenta una distribución asimétrica con cola derecha pesada y la mayor concentración de mediciones se encuentra aproximadamente entre 0 y 2 m. (Figura 5.2.1.1.1). No se detecta una tendencia lineal con pendiente positiva o negativa, las mediciones del nivel del río oscilan alrededor de una línea imaginaria a la altura de 1,47 con una variación +/- de 1,17 (Figura 5.2.1.1.2).

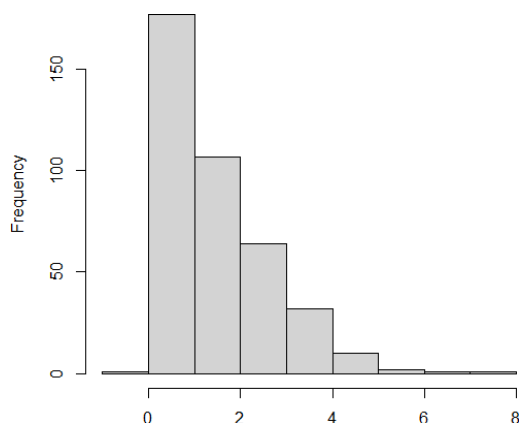
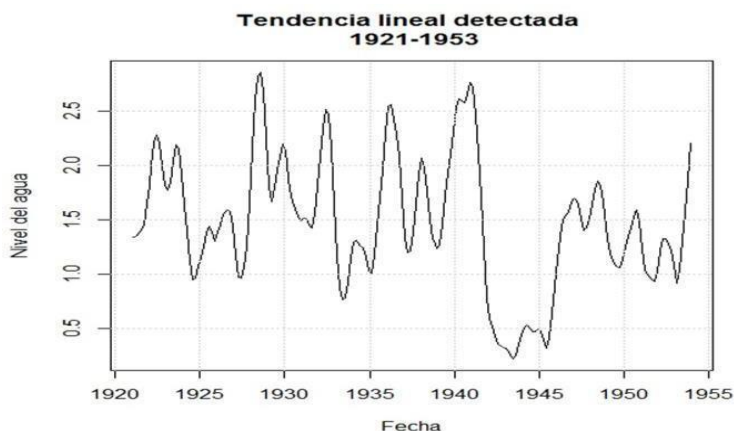


Figura 5.2.1.1.1. Histograma para mediciones

Figura 5.2.1.1.2. Dinámica suavizada de la tendencia lineal



Las pruebas estadísticas indican que tiene sentido, estimar modelos de tipo ARMA o ARIMA. La serie no se puede modelar con un proceso autorregresivo puesto que no hay una clara evidencia lineal en sus rezagos y correspondería realizar una integración de al menos un orden como lo indica tanto la prueba Dickey-Fuller al 1% de significancia como los ACF y PACF del que muestran la posible existencia de patrón de ciclos estacionales. Los modelos cíclicos son aquellos que se caracterizan por oscilaciones cíclicas, también denominadas variaciones estacionales. Observando el periodograma suavizado, tanto por su forma decreciente como de las oscilaciones no se rechaza la hipótesis de que haya una estacionalidad de cada doce meses autoregresiva.

El modelo óptimo que cumplió con tener el mínimo AIC, estimadores por máxima verosimilitud con significancia al 5% y residuales con comportamiento de ruido blanco fue un estacional de doce meses ARIMA(0,1,3)(2,0,0)[12] que se representa matemáticamente como:

$$\Delta y_t = 0,1714\Delta y_{t-12} + 0,0892\Delta y_{t-24} - 0,429s_{t-1} - 0,3201s_{t-2} - 0,2319s_{t-3} + s_t$$

En este modelo las observaciones en un momento dado son predecibles a partir de una memoria a largo plazo que tiene en cuenta las diferencias entre las observaciones para el mismo mes y el antecesor $\Delta y_t - d = y_t - d - y_{t-d} - 1$ uno y dos años atrás, y, en su memoria de corto plazo, en menor medida depende de los impulsos aleatorios de tres datos previos

5.2.1.2 Análisis para el período de 1971-2022

En este periodo la medición del nivel del agua en el primer cuartil fue 1,1017, la mediana 1,7252, el promedio 2,1073 (43% más alto que el promedio del periodo analizado en el apartado anterior), tercer cuartil 2,7376 y el máximo 7,1587. El desvío estándar fue de 1,3327. Como se observa en el histograma (Figura 5.2.1.2.1), se presenta una distribución asimétrica con cola derecha pesada y la mayor concentración de mediciones se encuentra aproximadamente entre 0,2 y 2,7 m. Cabe resaltar que las principales estadísticas de posición de este periodo son mucho más altas que el periodo 1921-1953.

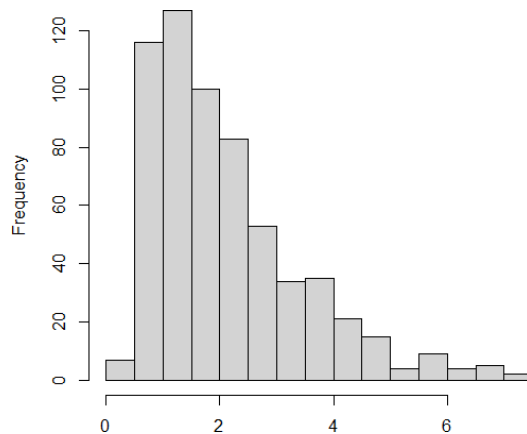


Figura 5.2.1.2.1 Histograma para mediciones

Las pruebas estadísticas indican que tiene sentido, al igual que en el periodo anterior, estimar modelos de tipo ARMA o ARIMA. Al igual que en el periodo 1921-1953, no se detecta una tendencia lineal con pendiente positiva o negativa, las mediciones del nivel del río oscilan alrededor de una línea imaginaria a la altura de 2,1 m con una variación +/- de 1,33 m (Figura 5.2.1.2.2).

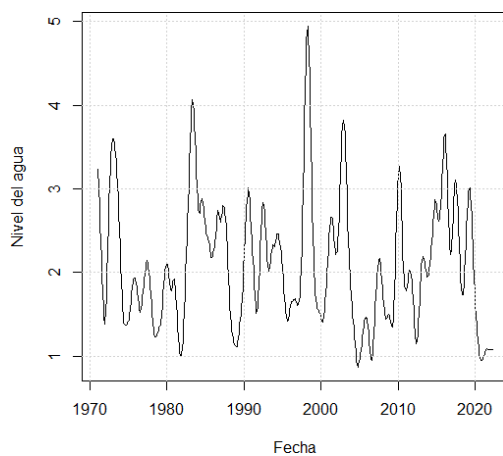


Figura 5.2.1.2.2 Dinámica suavizada de la tendencia lineal.

El modelo óptimo que cumplió con tener el mínimo AIC, estimadores por máxima verosimilitud con significancia al 5% y residuales con comportamiento de ruido blanco fue un estacional de doce meses ARIMA(3,0,0)(2,0,0)[12] que se representa matemáticamente como:

$$yt = 0,573yt-1 + 0,03yt-2 + 0,06yt-3 + 0,12yt-12 - 0,573 * 0,12yt-13 - 0,03 * 0,12yt-14 - 0,06 * 0,12yt-15 + 0,11yt-24 - 0,573 * 0,11yt-25 - 0,03 * 0,11yt-26 - 0,06 * 0,11yt-27 + \epsilon t$$

En este modelo las observaciones en un momento dado son predecibles a partir de una memoria a largo plazo que involucra cuatro días consecutivos en repeticiones del comportamiento de hasta

dos años atrás, donde el impacto de dichas cifras va disminuyendo a medida que se aleja la medición.

5.2.1.3 Identificación de grupos de años con dinámicas similares

Mediante el dendrograma obtenido del algoritmo de cluster jerárquico fue posible identificar 9 grupos de años con series temporales similares (5.2.1.3.1).

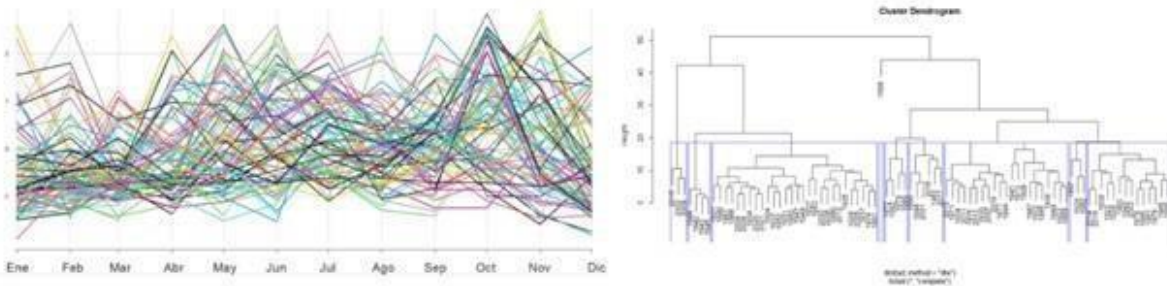


Figura 5.2.1.3.1. Dinámicas anuales para las 85 series temporales analizadas y grupos de similitud según el análisis de cluster

El primer cluster está integrado por los años 2002, 2009 y 2015, que presentan una tendencia de crecimiento a lo largo del año (Figura 5.2.1.3.2). Tiene los más altos niveles del río en el último trimestre del año, y los más bajos en el primer trimestre del año, (excepto 2015 que enero tuvo una medición casi igual que en noviembre).

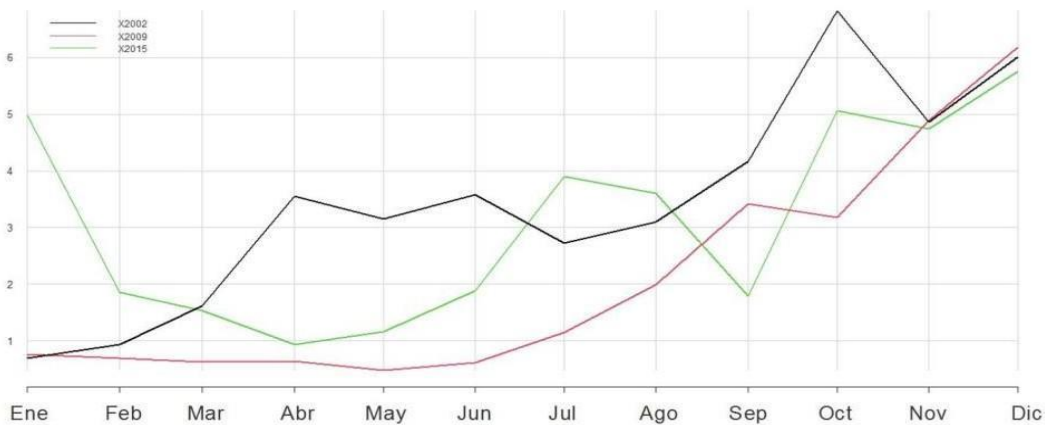


Figura 5.2.1.3.2. Series temporales de los años identificados en el grupo 1 (2002, 2009 y 2015) con mayores niveles de agua registrados durante primavera y los mínimos en verano.

El segundo cluster se integra por los años 1942, 1943, 1944 y 1945, cuatro años consecutivos que presentan en términos generales misma dinámica, en especial tiene dos picos llamativos ocurridos en los meses de mayo y octubre, y las mediciones entre agosto y septiembre tienen mediciones paralelas pero con misma tendencia (**Figura 5.2.1.3.3**).

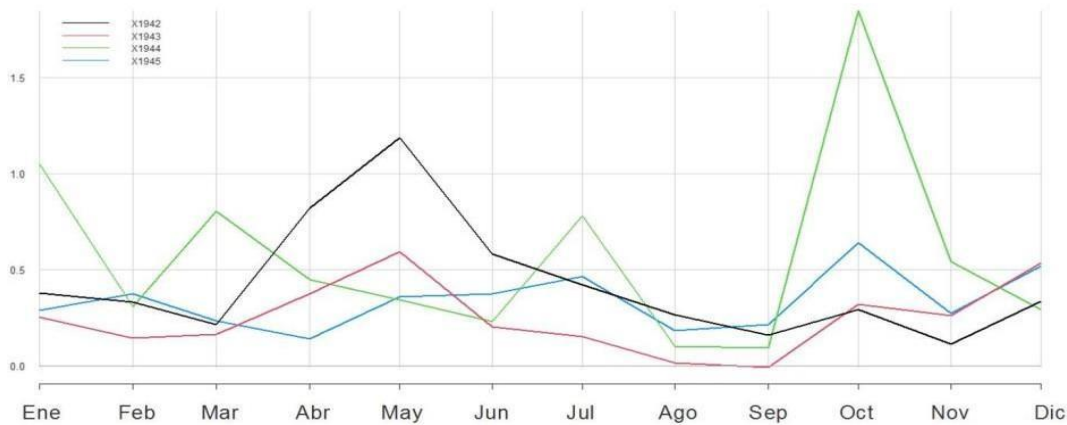


Figura 5.2.1.3.3. Series temporales de los años identificados en el grupo 2 (1942, 1943, 1944 y 1945) con picos en mayo y octubre.

El tercer cluster está compuesto por un total de 28 años con similar comportamiento en la oscilación de las mediciones, donde en el primer trimestre fueron niveles bajos, y a partir de julio comienza una mayor volatilidad en las mediciones pero con mismos comportamientos de picos y valles para los años agrupados (Figura 5.2.1.3.4).

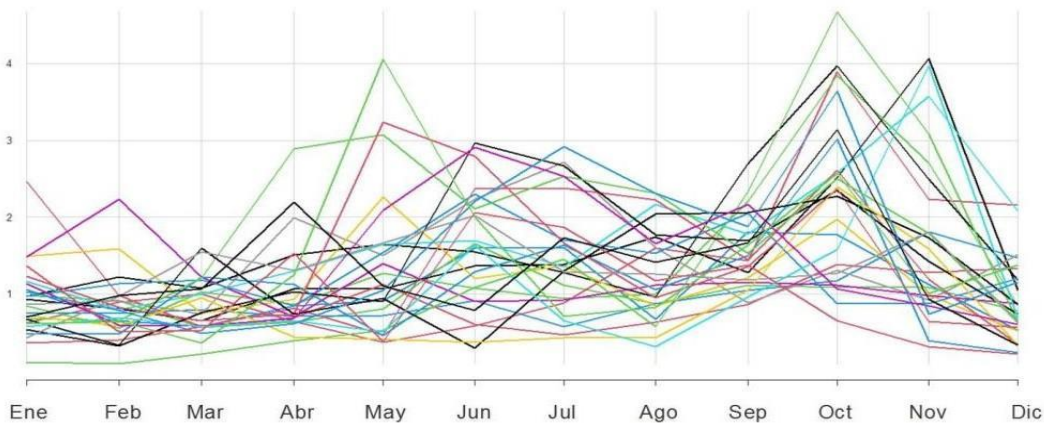


Figura 5.2.1.3.4. Series temporales de los años identificados en el grupo 3 (1921, 1924, 1925, 1926, 1927, 1931, 1933, 1934, 1937, 1947, 1948, 1949, 1950, 1952, 1953, 1974, 1980, 1981, 1988, 1991, 2000, 2004, 2005, 2006, 2008, 2012, 2020, 2021) con registros bajos en verano y mayor volatilidad a partir de julio.

El cuarto cluster está conformado únicamente por el año 1998, constituye la única serie que presentó una tendencia a la baja anual (5.2.1.3.5). Esta serie, presentó en el último trimestre los registros más bajos a diferencia de la mayoría de los años analizados que presentaron los registros más altos en ese período.

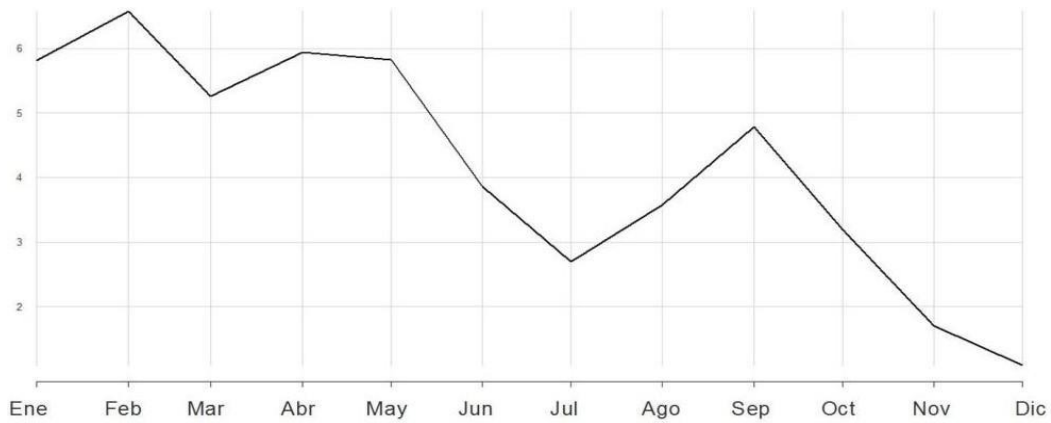


Figura 5.2.1.3.5. Serie temporal (1998) que presenta una tendencia anual decreciente.

El quinto cluster (Figura 5.2.1.3.6) está comprendido por cuatro series temporales, dos de ellas 1986 y 1992 presentaron los registros más altos entre marzo y agosto. Por su parte, en la serie de 1972 el valor de los registros se incrementa a partir de mayo, y para 1979 este incremento se registra a partir de setiembre.

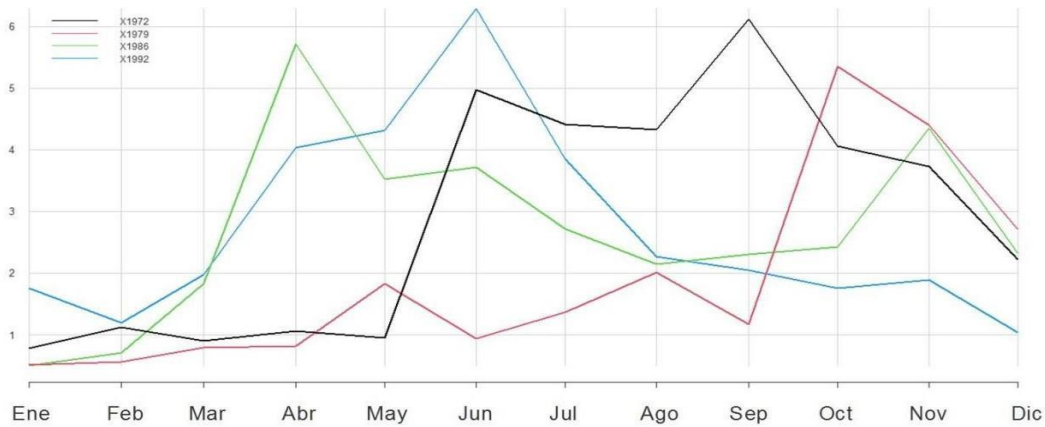


Figura 5.2.1.3.6. Serie temporal correspondientes a 1972, 1979, 1986, 1992 en conjunto las series de este grupo registran un incremento importante en el nivel del río que luego decrece.

El sexto cluster (Figura 5.2.1.3.7) tiene un comportamiento similar al del cluster anterior, es decir mayores niveles entre marzo y julio. Si se observa el dendrograma ambos pertenecen a la misma rama de similitud.

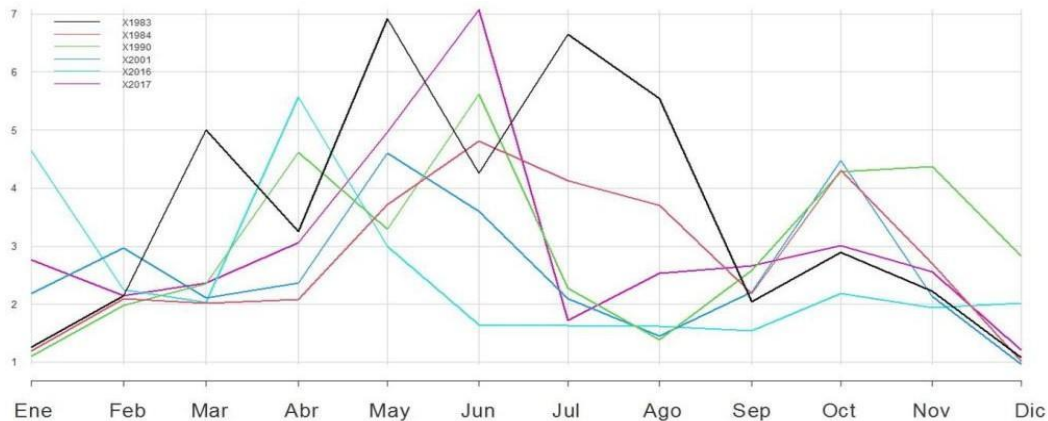


Figura 5.2.1.3.7. Serie temporal correspondientes a 1983, 1984, 1990, 2001, 2016 y 2017 en conjunto las series de este grupo registran un incremento importante en el nivel del río que luego decrece.

El séptimo cluster agrupa a aquellos años (21) que no tuvieron cambios bruscos en su medición (Figura 5.2.1.3.8), es decir no tuvieron picos y valles drásticos. Se podrían pensar años donde los niveles del río se mantuvieron casi constante a lo largo de los doce meses, aunque en marzo se ve un cambio en el nivel de la tendencia de los meses restantes

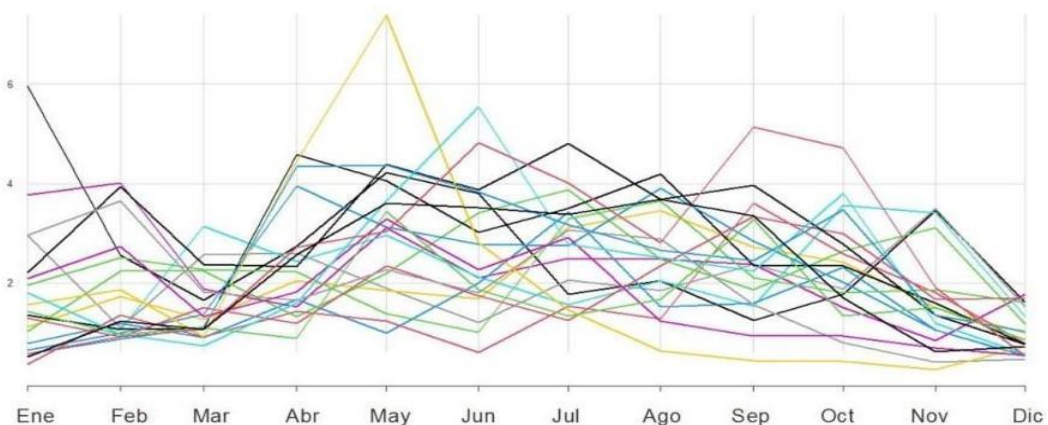


Figura 5.2.1.3.8. Serie temporal correspondientes a 1922, 1928, 1930, 1932, 1936, 1938, 1941, 1971, 1973, 1975, 1977, 1985, 1987, 1989, 1994, 1999, 2007, 2010, 2011, 2013 y 2019. Se agrupan los años sin cambios bruscos en los registros obtenidos.

En el octavo cluster se agrupan tres años (1929, 1982 y 1997) que presentaron una dinámica casi idéntica a lo largo de los doce meses con un importante incremento en el valor de los registros en primavera (Figura 5.2.1.3.9).

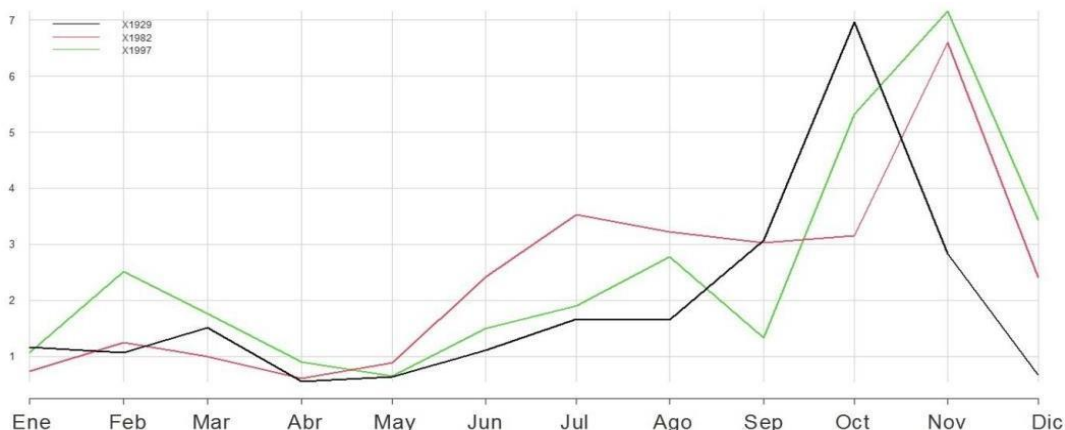


Figura 5.2.1.3.9. Serie temporal correspondientes a 1929, 1982 y 1997 presentan un incremento brusco en los registros de primavera.

En el cluster 9 que agrupa a los años 1923, 1935, 1939, 1940, 1946, 1951, 1976, 1978, 1993, 1995, 1996, 2003, 2014 y 2018 no se visualiza patrón característico que permita describirlo (Figura 5.2.1.3.10).

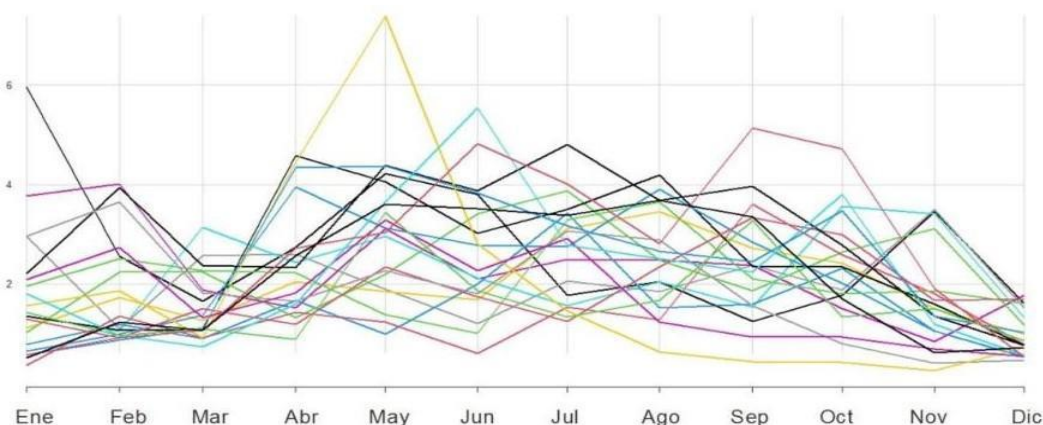


Figura 5.2.1.3.10. Serie temporal correspondientes a 1923, 1935, 1939, 1940, 1946, 1951, 1976, 1978, 1993, 1995, 1996, 2003, 2014 y 2018 sin patrón perceptible

5.2.1.4 Resumen variación en el nivel de río en la ciudad de Paysandú

El nivel de río en la ciudad de Paysandú oscilo entorno a un valor promedio sin registrarse tendencias en ambos períodos analizados. No obstante, los estadísticos de posición registrados en el período 1971-2022 fueron mayores que los registrados a principios de siglo. De hecho, en el período que comprende la primera mitad del siglo XX el valor promedio registrado fue de 1,47m mientras que en el período comprendido entre 1971-2022 este valor se incrementó en 0,5m (2,1m). Las ecuaciones que describen el comportamiento del nivel del río difieren entre ambos períodos indicando un incremento en su complejidad ya que en el último período depende de un mayor número de variables. El conjunto de estos resultados indica que el río presenta, en el último

período, mayor potencial erosivo debido al incremento registrado en el nivel del río, además su comportamiento es más complejo. .

Para Paysandú se cuenta con un total de 85 series temporales que fueron agrupadas en un total de 9 categorías: (1)Tendencia creciente durante el año; (2) Detección de picos en los meses de Mayo y Octubre,(3) Registros bajos en verano y volatilidad a partir de Julio, (4)Tendencia decreciente durante el año, (5)Período de incremento seguido de un período de disminución del nivel del río (grupo A), (6)Período de incremento seguido de un período de disminución del nivel del río (grupo B), (7) Sin cambios bruscos (8) Incremento brusco en primavera y (9)Sin patrón aparente. La categoría más representada fue la que presenta registros bajos en verano y volatilidad a partir de Julio que agrupo al 33% de las series analizadas, la categoría en la que no se registran cambios bruscos incluyó al 25% de las series. Cabe señalar que entre estas dos categorías se representa el comportamiento de la mitad de las series analizadas.

5.2.2 Dinámica del nivel del río para la localidad de San Javier

El archivo de San Javier contiene 4.343 mediciones por hora, las cuales ocurrieron entre las fechas 07/07/2005 hasta el 30/06/2022. En la etapa de exploración de calidad de la información se detectó que desde el 25/07/2013 hasta 02/01/2016 no se recolectaron mediciones, por ser un trayecto de tiempo tan amplio dificulta la imputación óptima por medio de cualquier aproximación estadística dada la mayor probabilidad de incertidumbre por no contar con mediciones cercanas para converger a algún óptimo que cumpla con la dinámica generalizada del proceso estocástico adyacente. Por lo anterior, se tomó la decisión de particionar esta serie en dos periodos, el primero que comprende las mediciones entre el 07/07/2005 al 25/07/2013 y el segundo entre 03/01/2016 hasta 30/06/2022.

5.2.2.1 Análisis para el período 07/07/2005 al 25/06/2013

En este periodo la medición del nivel del agua (m) en el primer cuartil fue de 1,2291, la mediana 1,6581, el promedio 1,8632, tercer cuartil 2,3317 y el máximo 6,9379. El desvío estándar fue de 0,8856. Los datos presentan una distribución asimétrica con cola derecha pesada y la mayor concentración de mediciones se encuentra aproximadamente entre 0,2 y 2,33 m (Figura 5.2.2.1.1).

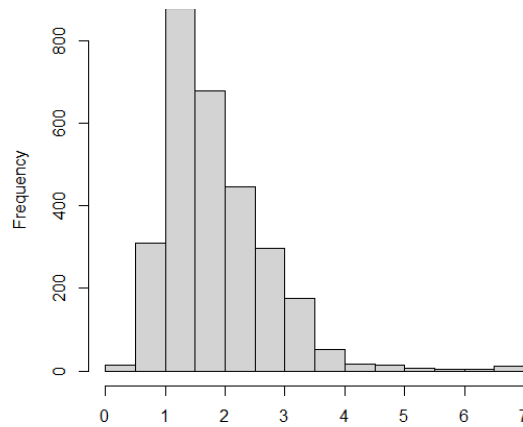


Figura 5.2.2.1.1. Histograma para mediciones

Las pruebas estadísticas no evidencian la existencia latente de una tendencia marcada con ángulo creciente o decreciente en todo el periodo analizado puesto que se rechazó la hipótesis de raíz unitaria, también se rechazó bajo una significancia estadística del 5% la existencia de una tendencia lineal. La dinámica oscila alrededor de un valor constante (1.88 m) (Figura 5.2.2.1.1). Por otra parte, cabe señalar que en la descomposición suavizada de tendencia de la serie se observa (Figura 5.2.2.1.1), que aproximadamente cada dos años se presencié un valle en las mediciones, seguido de un pico cada 3 años. Equivalente a destacar periodos pronunciados de descenso (julio 2007 a febrero de 2009, marzo 2010 a abril 2014) y periodos de alza (julio 2006-marzo 2007, marzo 2009-febrero 2010, abril 2012 a junio 2013).

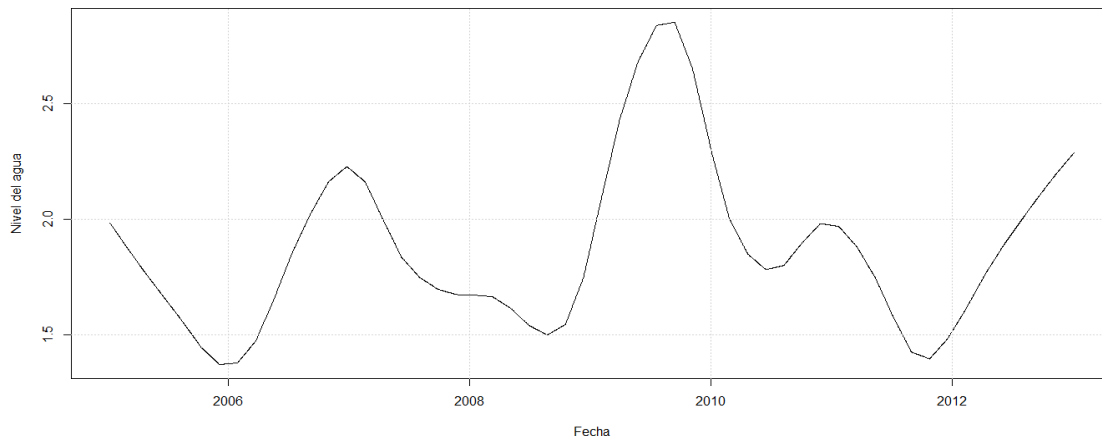


Figura 5.2.2.1.1. Descomposición suavizada de tendencia de la serie.

Por las pruebas numéricas y gráficas se observó que modelos de tipo ARMA y ARIMA son pertinentes para modelar esta serie de niveles del agua. Para cada tipo de modelo testado, se eligió aquel que presentó el criterio de información de Akaike (AIC) con los valores más pequeños y que cumpliera con supuestos de varianza con errores no autocorrelacionados, normalidad y ruido blanco, requeridos para darle validez al modelo y que los coeficientes estimados fueran significativos al 5%. Aunque según la prueba del multiplicador de Lagrange se detecta que hay posible influencia de la volatilidad de los datos y sugiere estimar un modelo estocástico que capture la dinámica de la heterocedasticidad en el tiempo, se obtuvieron mejores resultados en modelos de

tipo autoregresivo y de media móvil que en los modelos Garch los cuales presentaron criterios de aceptación muy bajos en relación con los ARMA y ARIMA modelados. El modelo óptimo que cumplió con los estándares para ser seleccionado fue un ARMA (5,1) cuya representación matemática es la siguiente:

$$y_t = 1,88 + 1,77y_{t-1} - 1,14y_{t-2} + 0,43y_{t-3} - 0,13y_{t-4} + 0,048y_{t-5} - 0,58s_{t-1} + s_t$$

Donde los residuales estimados $\varepsilon_t = y_t - \hat{y}_t$ cumplió con las pruebas estadísticas de comportarse como ruido blanco.

De los resultados se puede resaltar que el nivel del agua por hora está altamente correlacionado con su historia rezagada hasta cinco mediciones previas y una combinación lineal de 1 periodo residual.

5.2.2.2 Análisis para el período 03/01/2016 al 30/06/2022

En este periodo, la medición del nivel del agua en el primer cuartil fue de 1,317, la mediana 1,827 (48% más alto que el periodo analizado en la sección anterior), el promedio 2,024 (8% más que el promedio del periodo anterior), tercer cuartil 2,392 y el máximo 6,095. El desvío estándar fue de 1,077, es decir que hubo más dispersión en este periodo que en el de la sección anterior. Al igual que el periodo analizado previamente, la distribución de los niveles del río presenta una cola pesada a la derecha y asimétrica (Figura 5.2.2.2.1).

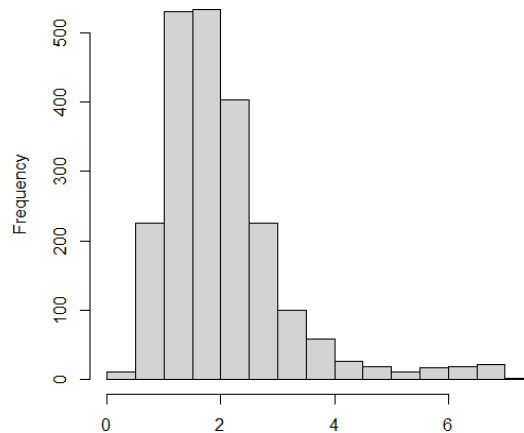


Figura 5.2.2.2.1. Histograma para mediciones

Las pruebas estadísticas indican que tiene sentido, al igual que en el periodo anterior, estimar modelos de tipo ARMA o ARIMA. Las pruebas estadísticas más significativas se exponen en el siguiente cuadro. A diferencia del periodo 2005 - 2014, donde no se detectó una tendencia lineal con pendiente positiva o negativa, para los años analizados en esta segunda parte, si se detecta tanto en prueba de raíz unitaria como en el gráfico de tendencia suavizada (Figura 5.2.2.2.2) una tendencia al descenso en las mediciones del nivel del río a lo largo de todo el periodo, a pesar de tener dos picos importantes en los meses de junio 2017, febrero 2019.

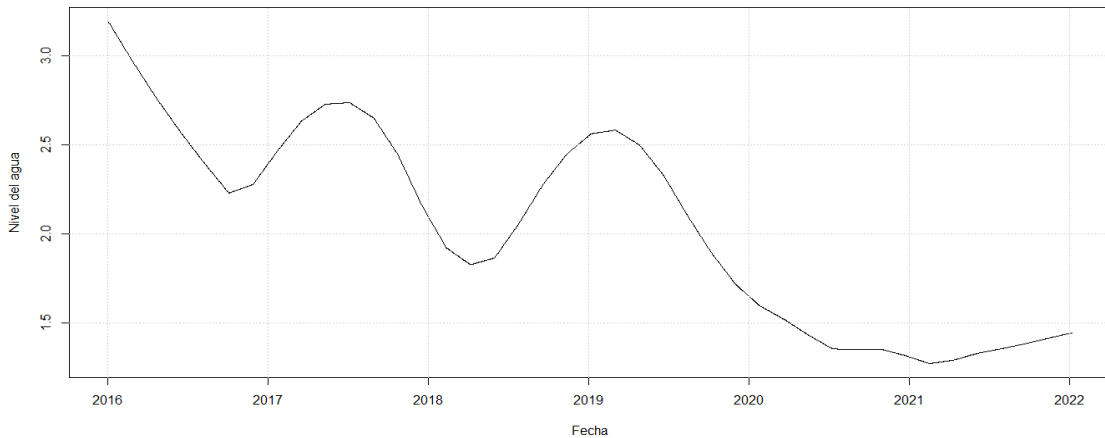


Figura 5.2.2.2.2. Descomposición suavizada de tendencia de la serie.

El modelo óptimo que cumplió con los estándares fue un ARIMA (4,1,0) representado matemáticamente como:

$$\Delta y_t = 0,66\Delta y_{t-1} - 0,48\Delta y_{t-2} + 0,17\Delta y_{t-3} - 0,089\Delta y_{t-4} + s_t$$

Donde los residuales estimados $\varepsilon_t = y_t - \hat{y}_t$ cumplieron con las pruebas estadísticas de comportarse como ruido blanco. Con un poco de álgebra se llega a la ecuación:

$$y_t = 1,66y_{t-1} - 1,15y_{t-2} + 0,65y_{t-3} - 0,26y_{t-4} + 0,089y_{t-5} + s_t$$

Comparando este modelo estimado con el proceso estocástico obtenido para el periodo 2005 a 2013 se detecta que tienen mismo signo para los coeficientes que acompañan los rezagos 1, 2, 3, 4 y 5 y sus estimadores relativamente parecidos, sin embargo, el proceso del 2005-2013 oscila alrededor de una constante (1,88 m), mientras que en la serie 2016-2020 la tendencia es decreciente

5.2.2.3 Identificación de grupos de años con dinámicas similares

Al comparar las series temporales de los 14 años analizados de julio a julio se observa que hay ciertos años que comparten la misma dinámica (Figura 5.2.2.3.1). El dendrograma obtenido del algoritmo de cluster jerárquico confirma esta observación detectando tres grupos principales de similitud entre las dinámicas anuales (Figura 5.2.2.3.1).

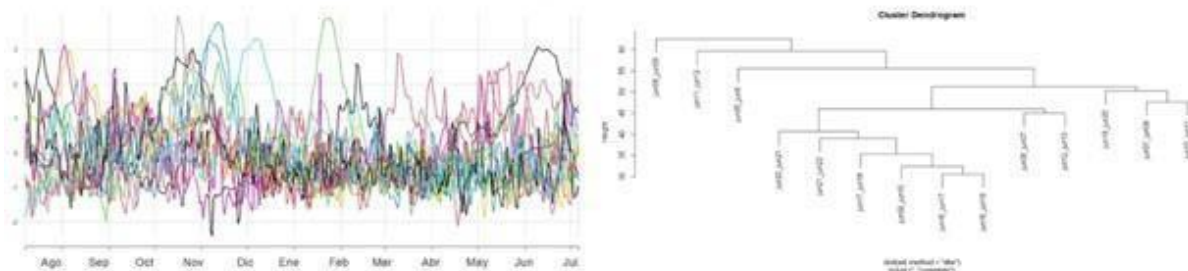


Figura 5.2.2.3.1. Dinámicas anuales para las 14 series temporales analizadas y grupos de similitud según el análisis de cluster

El primer grupo que se consolidó corresponde a las series de julio a julio de los años 2007-2008, 2010-2011 y 2019-2020 (Figura 5.2.2.3.2.), los cuales presentaron una volatilidad del nivel del agua más alta para los meses de agosto a noviembre, y un comportamiento de diciembre a julio manteniendo un nivel promedio más bajo que para los meses recién nombrados (agosto-noviembre promedio 2,07 vs diciembre-julio promedio 1,50).

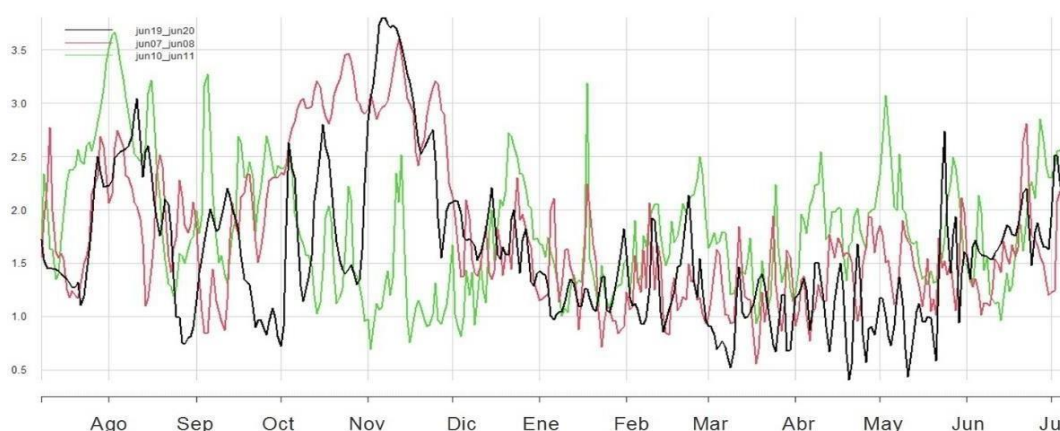


Figura 5.2.2.3.2. Series temporales de los años identificados en el grupo 1 (2007-2008, 2010-2011 y 2019-2020) los mayores niveles de agua se registraron en el período Agosto-Noviembre.

El cluster conformado por las series de julio a julio de los años 2006-2007 y 2012-2013 presentó en general una tendencia creciente a lo largo del año analizado (Figura 5.2.2.3.3).

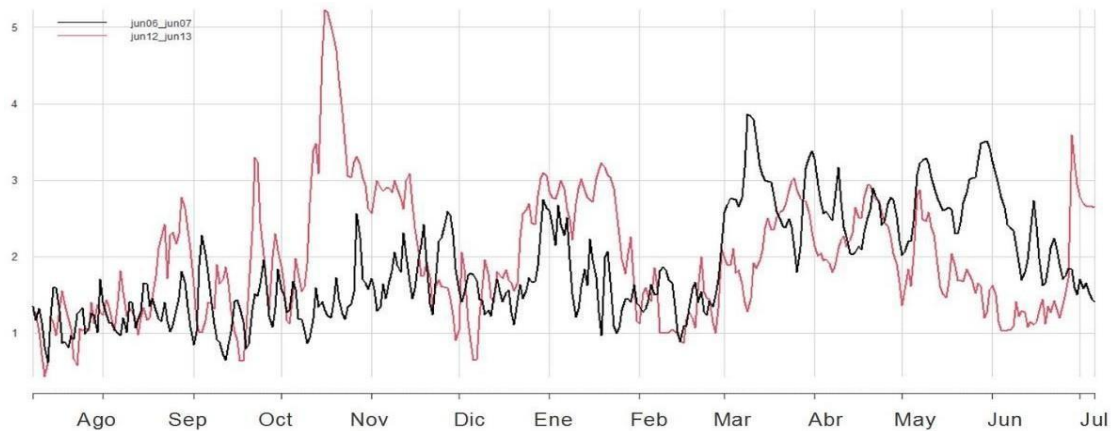


Figura 5.2.2.3.3. Series temporales de los años identificados en el grupo 2 (2006-2007 y 2012-2013) en los que el nivel del agua muestra una tendencia creciente durante el transcurso del año.

El último cluster cubre el último período (2016-2017; 2017-2018; 2020-2021 2021-2022), donde se detecta similar evolución en el año, con tres picos notables correspondientes a los meses de septiembre, noviembre y al trimestre mayo-julio. (Figura 5.2.2.3.4).

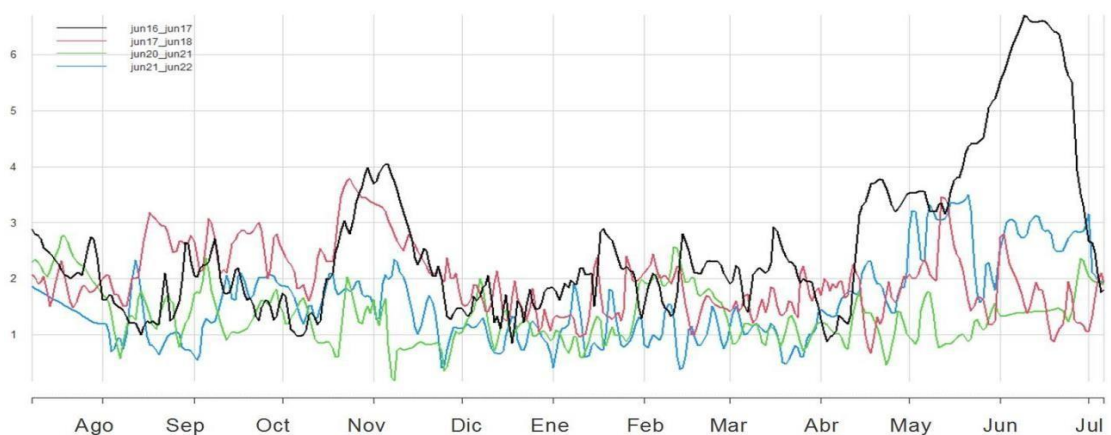


Figura 5.2.2.3.4.a Series temporales de los años identificados en el grupo 3 (2016-2017; 2017-2018; 2020- 2021 2021-2022) con picos correspondientes a los meses de septiembre, noviembre y al trimestre mayo-julio

En este cluster también se incluyen las series correspondientes al período 2009-2010 y 2018-2019. Además de presentar los picos setiembre-noviembre y mayo-julio estas series presentan máximos en verano.

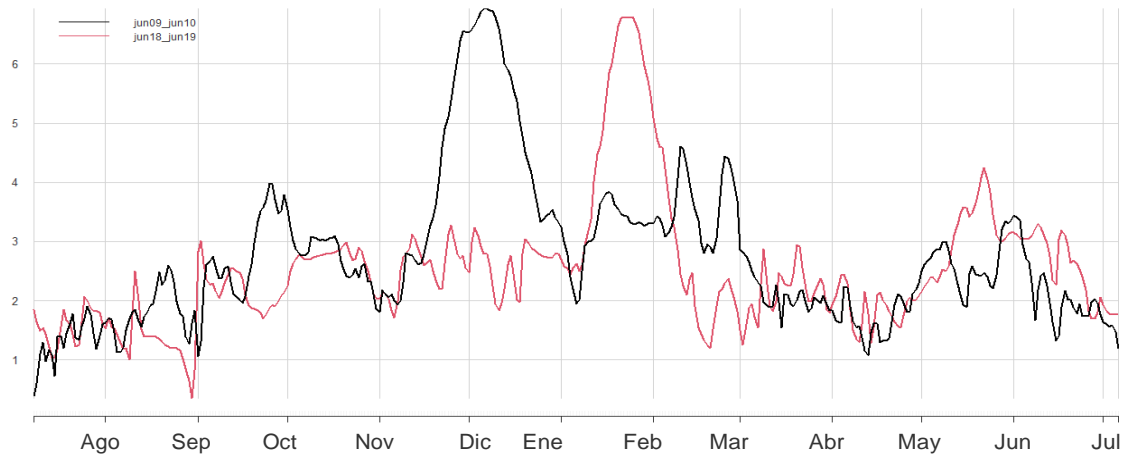


Figura 5.2.2.3.4.b Series temporales de los años identificados en el grupo 3 2009-2010 y 2018-2019. Comparten con las series de su grupo picos en primavera e invierno pero presentan además máximos destacados durante el verano.

Cabe señalar que las series correspondientes a los años 2008-2009 (Figura 5.2.2.3.6); 2011-2012 (Figura 5.2.2.3.6) y 2005-2006 (Figura 5.2.2.3.7) no fueron agrupadas señalando que estos años presentaron una dinámica propia

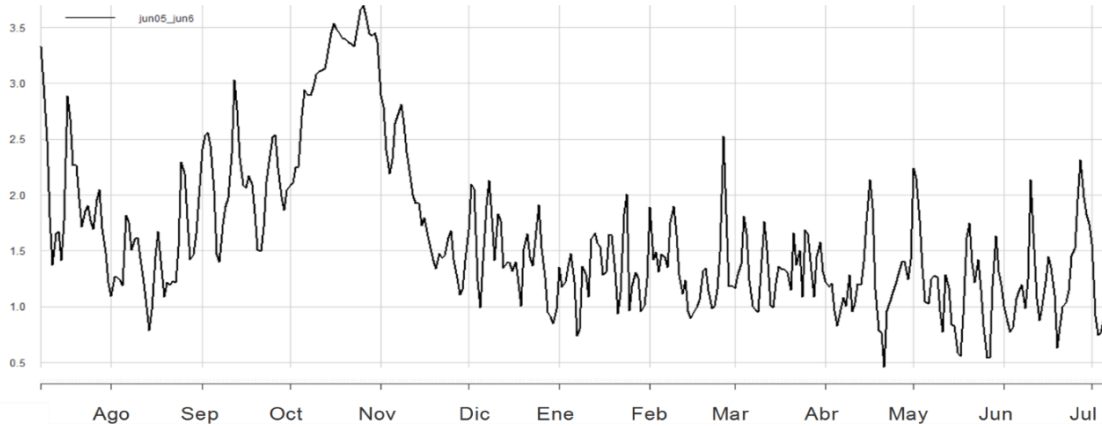


Figura 5.2.2.3.5. Serie temporal correspondiente al período 2005-2006

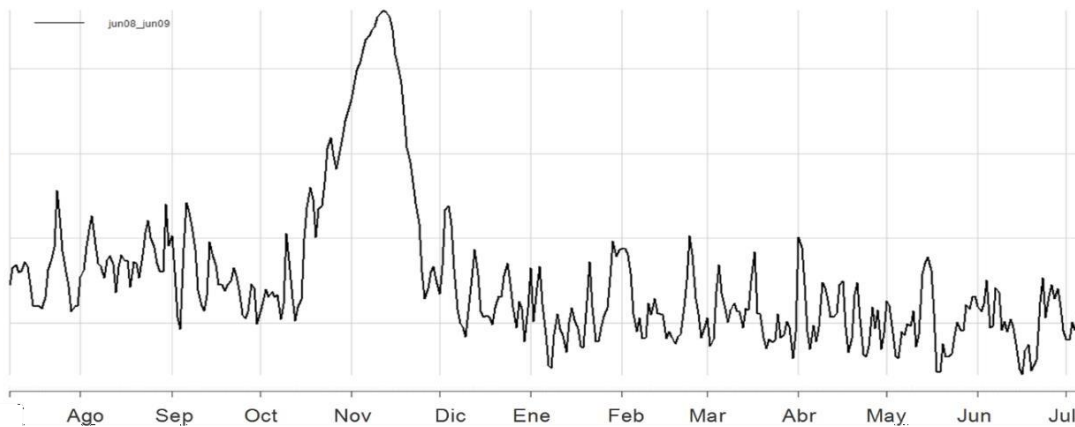


Figura 5.2.2.3.6. Serie temporal correspondiente al período 2008-2009

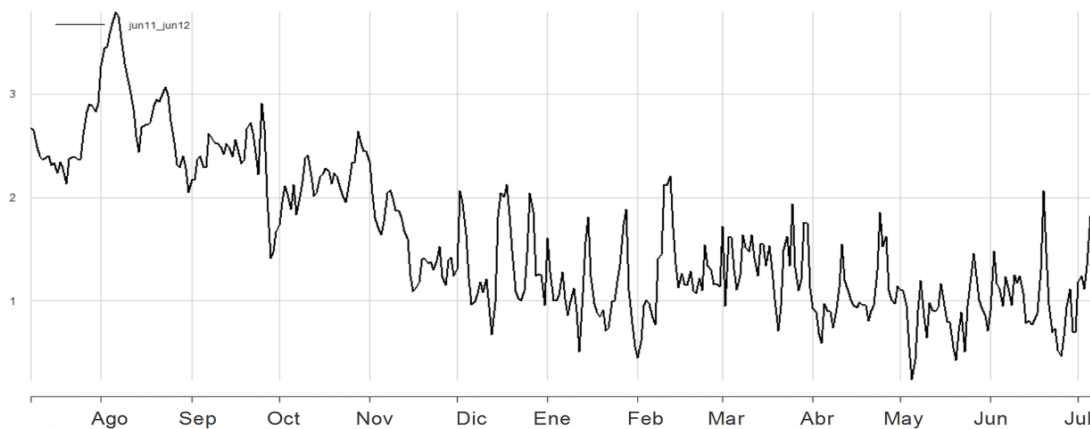


Figura 5.2.2.3.7. Serie temporal correspondiente al período 2011-2012

5.2.2.4 Resumen variación en el nivel de río en la ciudad de Paysandú

Cuando se analiza la dinámica para San Javier, se observa que durante el período comprendido entre 2005-2013 el nivel del río oscila alrededor de un valor promedio de 1,8m. Durante el último período analizado 2016-2022 el nivel promedio del río se incrementa levemente (2,4m). Cabe resaltar, sin embargo, que a pesar de este incremento se detecta una tendencia decreciente, es decir una tendencia hacia una disminución en el nivel del río. El conjunto de estos resultados se explica por una mayor ocurrencia de eventos con niveles altos del río que compensan los valores bajos registrados fundamentalmente en los tres últimos años del período analizado. En este marco, si bien los períodos de estiaje en el área parecen haberse incrementado también el potencial erosivo del río debido a la presencia de eventos que presentan aumentos destacados en su nivel.

El análisis de cluster elaborado con los registros de esta localidad permitió identificar 3 categorías: (1) Niveles altos en el período Agosto-Noviembre (2) Tendencia creciente a lo largo del año (3) Series con picos en el período Setiembre-Noviembre y Mayo-Julio. Siendo esta última la más representada ya que incluye a 6 de las 14 series analizadas. Por su parte se identificaron 3 series que no pudieron agruparse, dos de estas también presentan picos en relación al incremento en el nivel del río en primavera (2011-2012 y 2005-2006) y una de ellas presenta una tendencia decreciente a lo largo del año. El conjunto de estos resultados permite plantear que la dinámica del nivel del río en este último período se caracteriza por la presencia de picos que pueden diferir en intensidad y en la época del año, aunque es característica la presencia de estos picos en primavera ya que 11 de las 14 series analizadas presentan picos en esta época del año. En tal sentido es razonable suponer que el poder erosivo del río se incremente en primavera.

6. Recomendaciones para la gestión

El proceso erosivo que se extiende a lo largo del área de estudio indica una disminución en la resistencia a la erosión del banco fluvial. La magnitud del avance del proceso erosivo determina en varios puntos del área de estudio la pérdida completa del componente edáfico y del bosque que en él se desarrolla. Este hecho es especialmente importante si se considera la irreversibilidad en el mediano plazo de este proceso. La detección del desarrollo de procesos erosivos en ventanas temporales pequeñas alerta aún más sobre esta situación, ya que el retroceso de la línea de costa no solo se extiende a toda el área, sino que además parece avanzar rápidamente.

Las observaciones planteadas son consistentes con la situación global definida en relación a la evolución de la dinámica de los sistemas fluviales, que de un equilibrio dinámico metaestable influido por umbrales que controlaban la dinámica general de la corriente han pasado a constantes situaciones de desequilibrio temporal a veces superpuestas que no terminan de alcanzar un nivel de estabilidad (Conesa y Cutillas 2014). Estas modificaciones incluyen factores directos causados por obras de acondicionamiento del río y regulación de sus caudales así como cambios indirectos asociados a alteraciones en los usos del suelo de la cuenca (Conesa y Cutillas 2014)

Varios de estos factores se visualizan en el área de estudio. El más conspicuo lo constituye el funcionamiento de la represa de Salto Grande, las conversaciones con actores locales coinciden en que la visualización del proceso de erosión es posterior al funcionamiento de la represa. Estas afirmaciones son consistentes con los modelos de series temporales elaborados, las variaciones en el nivel del río presentaban una dinámica relativamente simple durante el período anterior a la construcción de la represa período (1921-1953; $yt = 0, 1714\Delta yt-12 + 0, 0892\Delta yt-24 - 0, 429\epsilon t-1 - 0, 3201\epsilon t-2 - 0, 2319\epsilon t-3 + \epsilon t$) que se complejiza a partir de la década del 70 (1971-2022 $yt = 0,573yt-1 + 0,03yt-2 + 0,06yt-3 + 0,12yt-12 - 0,072yt-13 - 0,0038yt-14 - 0,0086yt-15 + 0,11yt-24 - 0,067yt-25 - 0,0035yt-26 - 0,008yt-27 + \epsilon t$).

En este marco, y para el caso particular del área de estudio se debiera avanzar en la construcción de acuerdos tendientes a generar la mayor estabilidad posible en el sistema a los efectos de permitir que el sistema fluvial encuentre un nuevo estado de estabilidad. En tal sentido, es necesario evaluar las variables identificadas en este trabajo (navegabilidad, régimen de dragado, modificaciones en el nivel del río) así como otras posibles forzantes. Este tipo de definiciones excede por mucho las capacidades de gestión y de toma de decisión del área protegida. No obstante, es posible generar una estrategia de gestión de “abajo hacia arriba” comenzando el trabajo en la Comisión Asesora del Área en coordinación con otras áreas protegidas del litoral del río Uruguay tanto uruguayas como Argentinas generando una propuesta acordada que pueda luego presentarse ante los organismos con injerencia en la toma de decisiones (CARU, MTOP, Intendencias).

Este proceso implica necesariamente la construcción de capacidades. En Uruguay existen varios trabajos modelando la dinámica fluvial del río Uruguay pero estos no incluyen en forma explícita los aspectos hidrogeomorfológicos. Cabe señalar que la hidrogeomorfología fluvial se encuentra poco desarrollada en el país en tal sentido se recomienda paralelamente implementar acuerdos con referentes (nacionales, regionales e internacionales) en la temática para generar instancias de capacitación tanto a nivel de la educación formal como de gestores y tomadores de decisiones. Estas instancias de capacitación debieran tener un carácter binacional a los efectos de avanzar en

comprender la dinámica de este complejo sistema fluvial. Las dos líneas de acción mencionadas anteriormente permitirían avanzar en la definición de lo que se reconoce como restauración hidrogeomorfológica-ecológica integrada; eje conceptual que orienta las prácticas de restauración fluvial en países con mayor experiencia (Ministerio de Ambiente 2007)

Finalmente, en relación con la capacidad de gestión concreta del área se recomienda abordar medidas de carácter “paliativo”. Por ejemplo, desarrollar el programa de control de *G. triacanthos* con énfasis en la conservación de la costa fluvial contribuyendo a la estabilización del albardón. Esta acción debiera implementarse fundamentalmente en la zona C de la presente zonificación. En tal sentido, se sugiere priorizar la tala (sin desenraizamiento) de los parches de *G. triacanthos* con fuertes entramados radiculares (Fig. 4.2), y posteriormente los individuos con troncos inclinados cuyo volcado es inminente. Finalmente, como criterio de selección debieran talarse en primera instancia los individuos ubicados sobre el borde costero de mayor altura y mayor diámetro ya que son quienes presentan mayor potencial para desestructurar el albardón durante su volcado. Considerando las dificultades para acceder a esta zona, se debiera avanzar en generar un protocolo de actuación a desarrollar durante los períodos de estiaje que serán más o menos largos según la variabilidad climática. Se recomienda también evaluar el estado de avance de *G. triacanthos* al sur de la estructura de split ya que las observaciones de campo indican la presencia de esta especie en la zona sur con potencial para desestabilizar el albardón costero y avanzar en la actividad de tala sobre esas zonas. De esta forma se cumple con un doble propósito, evitar la desestabilización del albardón costero y contribuir a la conservación del bosque nativo (protección natural del albardón).

El área protegida también podría avanzar en la evaluación de la eficacia de la implementación de estructuras de protección. Debido a que este tipo de actuación ha implicado muchas veces costos altos y resultados nulos (Piegay et al 2005), su implementación en el área de estudio debe ser analizada en profundidad. Además, es necesario considerar la alta heterogeneidad de esta área tanto en el albardón costero como en la dinámica del canal asociada al sistema de islas que dificulta la posibilidad de alcanzar conclusiones generalizables. En este marco se recomienda avanzar en la implementación de estructuras de restauración sencillas y de bajo costo ubicándolas sobre las áreas de retroceso con playa al sur del área de estudio (zonas K y L) donde los procesos erosivos presentan aún menor intensidad. Cabe señalar que la implementación de este tipo de estructura debe contextualizarse en un marco de aprendizaje. Si la estructura resulta exitosa en esta área la generación de conocimiento asociada a su implementación permitirá avanzar en el diseño e implementación de estructuras de protección. De entre las estructuras de protección de bajo costo el *entramado de madera vegetado* (Anexo 1) resulta la opción más adecuada a las características del área. Se utiliza para la restauración y estabilización de riberas fluviales en cursos de agua con caudales y velocidades medias a altas e incluso con transporte sólido de tipo medio (Generalitat Valenciana, 2008). Por lo tanto, su durabilidad en el área estará condicionada a la ocurrencia de eventos extremos.

En su conjunto estas recomendaciones conforman lo que se conoce como propuesta híbrida que es el tipo de estrategias implementado de hecho en España donde se ha concluido que, aunque sin ambiciones permite avanzar en forma paulatina en proyectos y actuaciones (Ministerio de Ambiente 2007).

Bibliografía

Conesa. & Cutillas 2014. Alteraciones geomorfológicas recientes en los sistemas fluviales mediterráneos de la Península Ibérica. Síntomas y problemas de incisión de los cauces

Generalitat Valenciana, 2008. Áreas de Riberas Sostenibles. Una Guía para su gestión

Guo, X., Gao, P. & Zhiwei, L. 2023. Morphodynamic Characteristics of a Complex Anabranching System in the Qinghai-Tibet Plateau and the Implications for Anabranching Stability. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* [10.1029/2022JF006788](https://doi.org/10.1029/2022JF006788)

Ministerio de Ambiente. Universidad Politécnica de Madrid. 2007. Estrategia Nacional de Restauración de ríos. Mesas de trabajo. Las alteraciones geomorfológicas de los ríos.

Piegay, H., Darby, S., Mosselman, E. & Surian, N. 2005. A review of techniques available for delimiting the erodible river corridor: a sustainable approach to managing bank erosion. *River Research and Applications*. 21: 773–789.

ANEXO 1

Estructura de protección recomendada como modelo base para el área de estudio. Tomado de: Generalitat Valenciana, 2008. Áreas de Riberas Sostenibles. Una Guía para su gestión

Entramado de madera vegetado

Descripción: muro de gravedad formado por una estructura celular de troncos de madera junto con estacas vivas.

Utilización: estabilización y reconstrucción de riberas fluviales sometidas a erosión, en cursos de agua con caudales y velocidades medias a altas e incluso con transporte sólido de tipo medio. Existen dos variantes, a pared simple y a doble pared. La pared simple es idónea en situaciones de espacio y posibilidades de excavación limitadas.



Figura 4.5.5.1 Vista lateral de un entramado de madera vegetado (Paola Sangalli)

Ejecución: se realiza una excavación con ligera contrapendiente. Se procede a la colocación de una primera fila de troncos en sentido longitudinal y paralelo a la ribera. Los troncos se encastran y unen con grapas metálicas. Se colocan troncos transversales a la primera fila y se unen a éstos mediante clavos metálicos. A continuación se vuelve a colocar una fila de troncos longitudinalmente de manera que se formen celdas donde insertar las estacas de especies con capacidad para emitir raíces adventicias. Se prosigue de esta manera colocando el frente de cada piso en posición retranqueada con respecto al nivel inmediato inferior.



Figura 4.5.5.2 Unión de dos troncos con grapas de hierro corrugado (foto: Antoni Bonafont).



Figura 4.5.5.3 Colocación de estacas de sauce en las celdas del entramado de madera y cubiertas con tierra vegetal (foto: Antoni Bonafont).

Materiales: estacas de sauce u otras especies con capacidad para la propagación vegetativa, troncos con un diámetro mínimo de 20 cm, clavos o grapas metálicas para la unión de los troncos, barras de acero corrugado de 12 a 14 mm de diámetro, bloques de piedra, material de relleno inerte y alambre galvanizado.

Limitaciones: velocidad del agua y transporte sólido superiores a la resistencia del muro de troncos. Límite cuando la velocidad es superior a 4 m/s.



Figura 4.5.5.4 Construcción de un entramado de madera en tramo urbano, Río Artia (Guipúzcoa) (foto: Paola Sangalli).



Figura 4.5.5.5 Vista del río Artia rehabilitado a su paso por Irún (Guipúzcoa, España) (foto: Paola Sangalli).

ANEXOS

ANEXO A.

Para más información acceder a: pampa.m

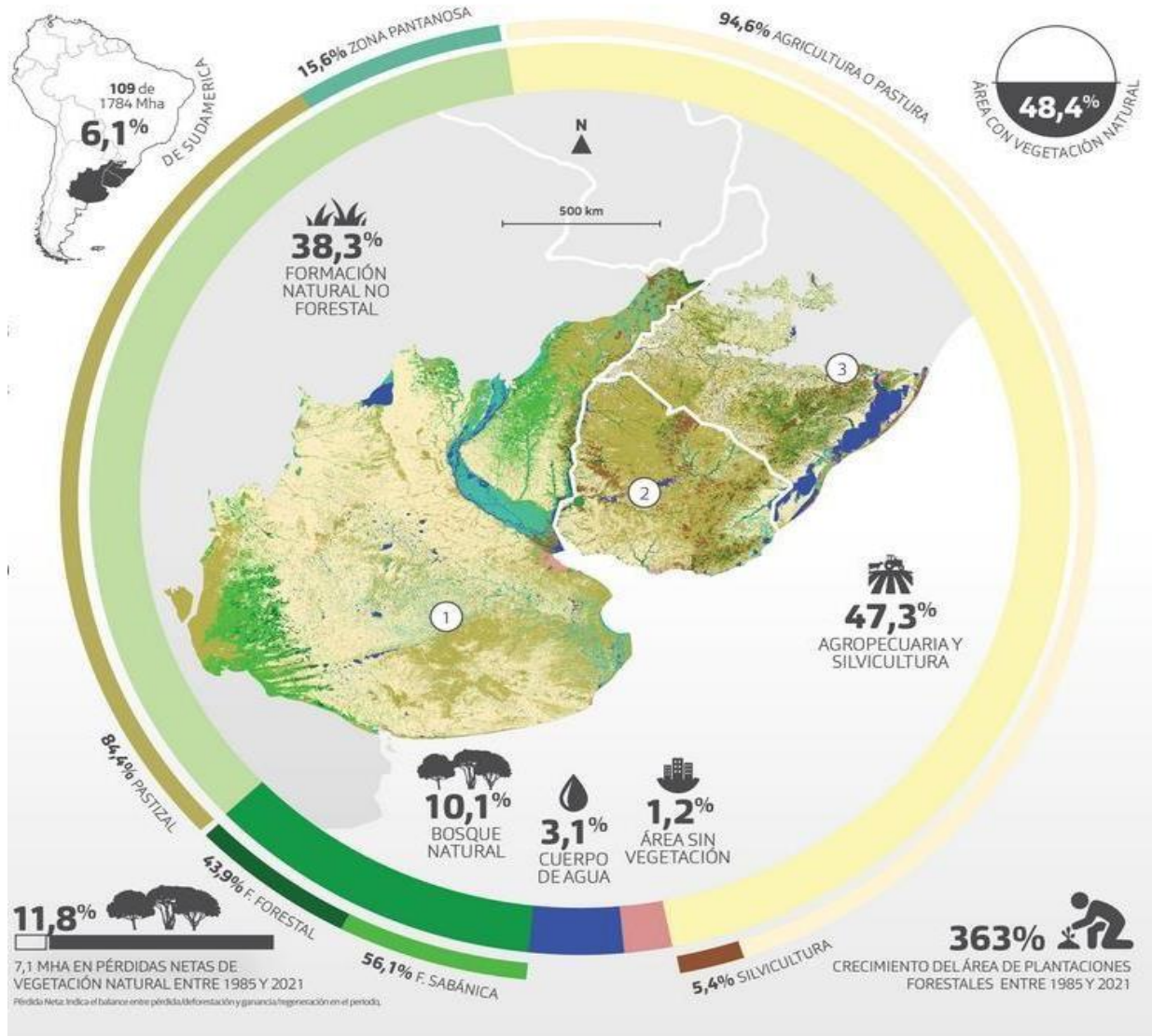


Figura A1. Extensión espacial de MapBiomias Pampa Colección 2. Fuente: <https://pampa.mapbiomas.org/>

Anexo B. Mapas de Alta Resolucion de NDVI por cuadrículas.

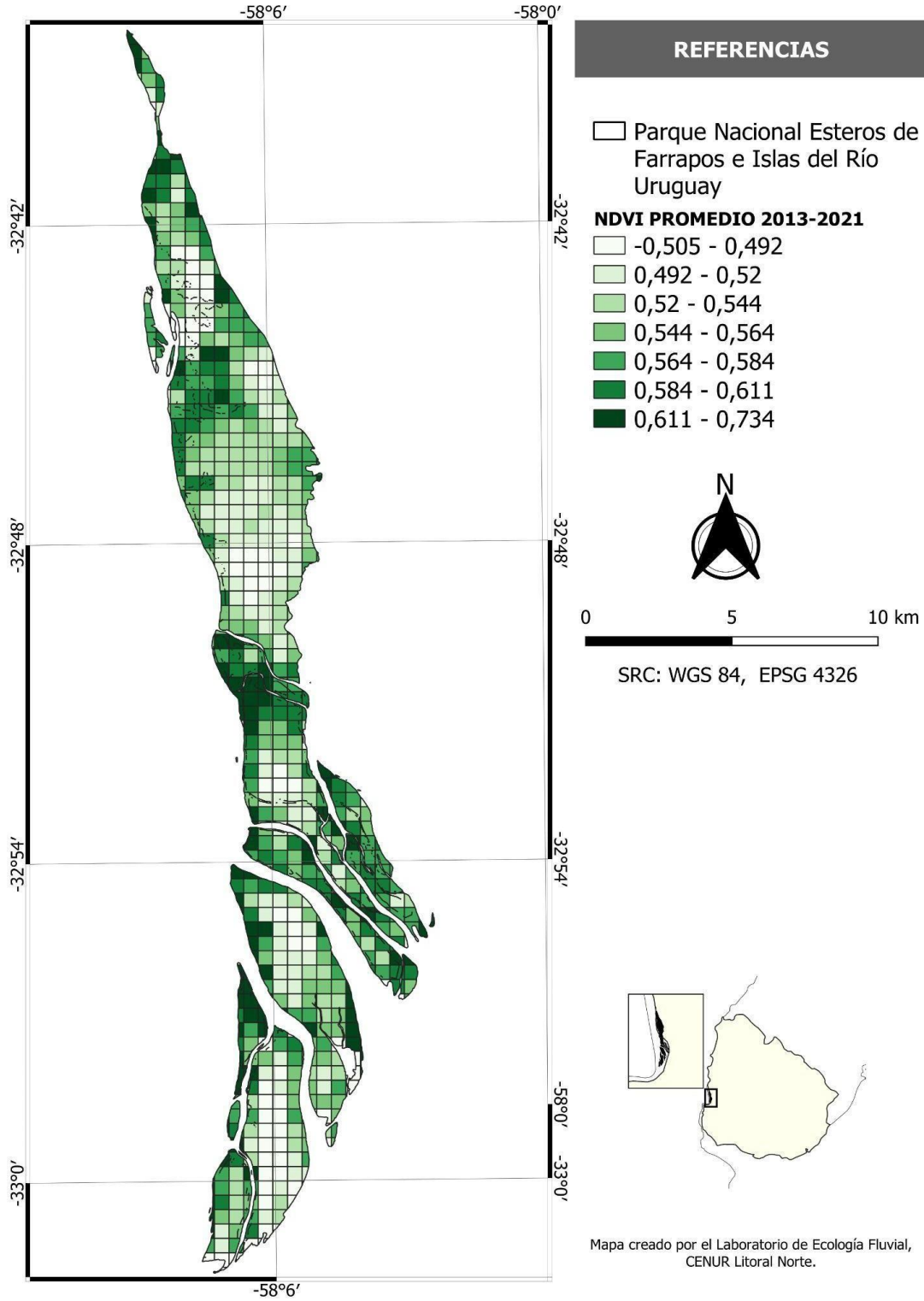


Figura B1. NDVI Promedio por cuadrículas de 500 x 500 m para el Área Protegida, PNEFIRU, 2013-2022.

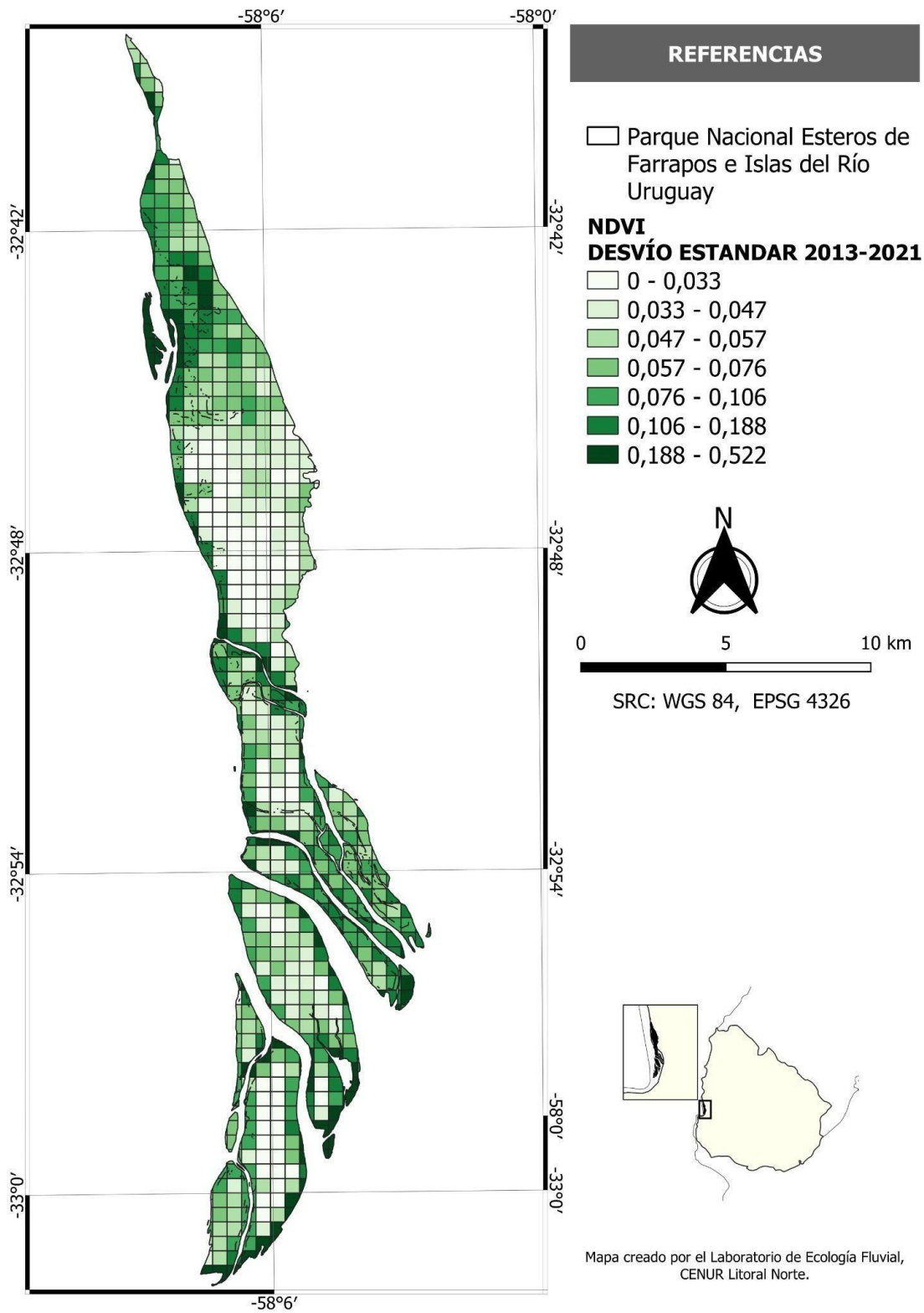


Figura B2. NDVI Desvío Estándar por cuadrículas de 500 x 500 m para el Área Protegida, PNEFIRU, del periodo 2013-2022.

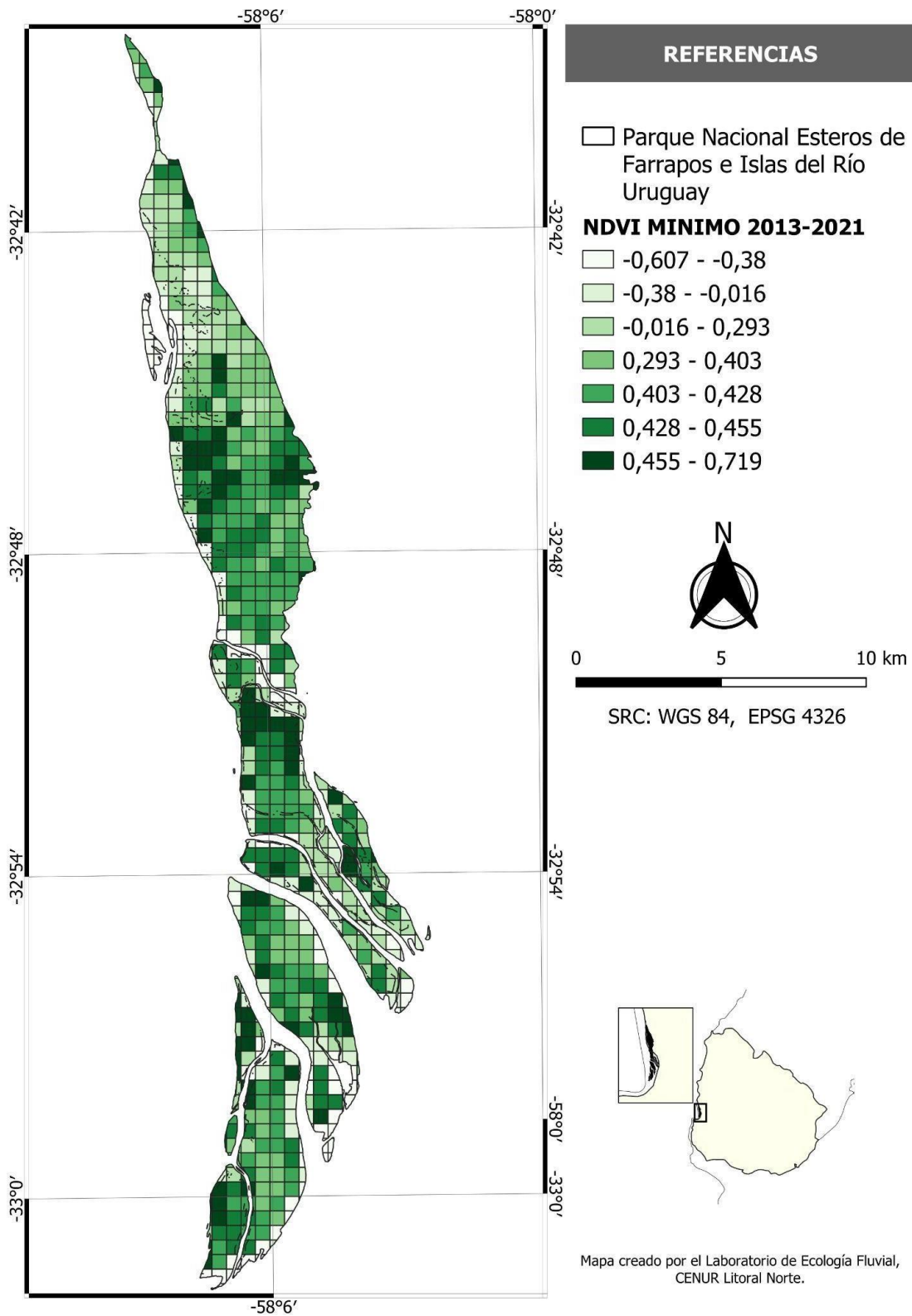


Figura B3. NDVI Mínimo Anual por cuadrículas de 500 x 500 m para el Área Protegida, PNEFIRU, del periodo 2013-2022.

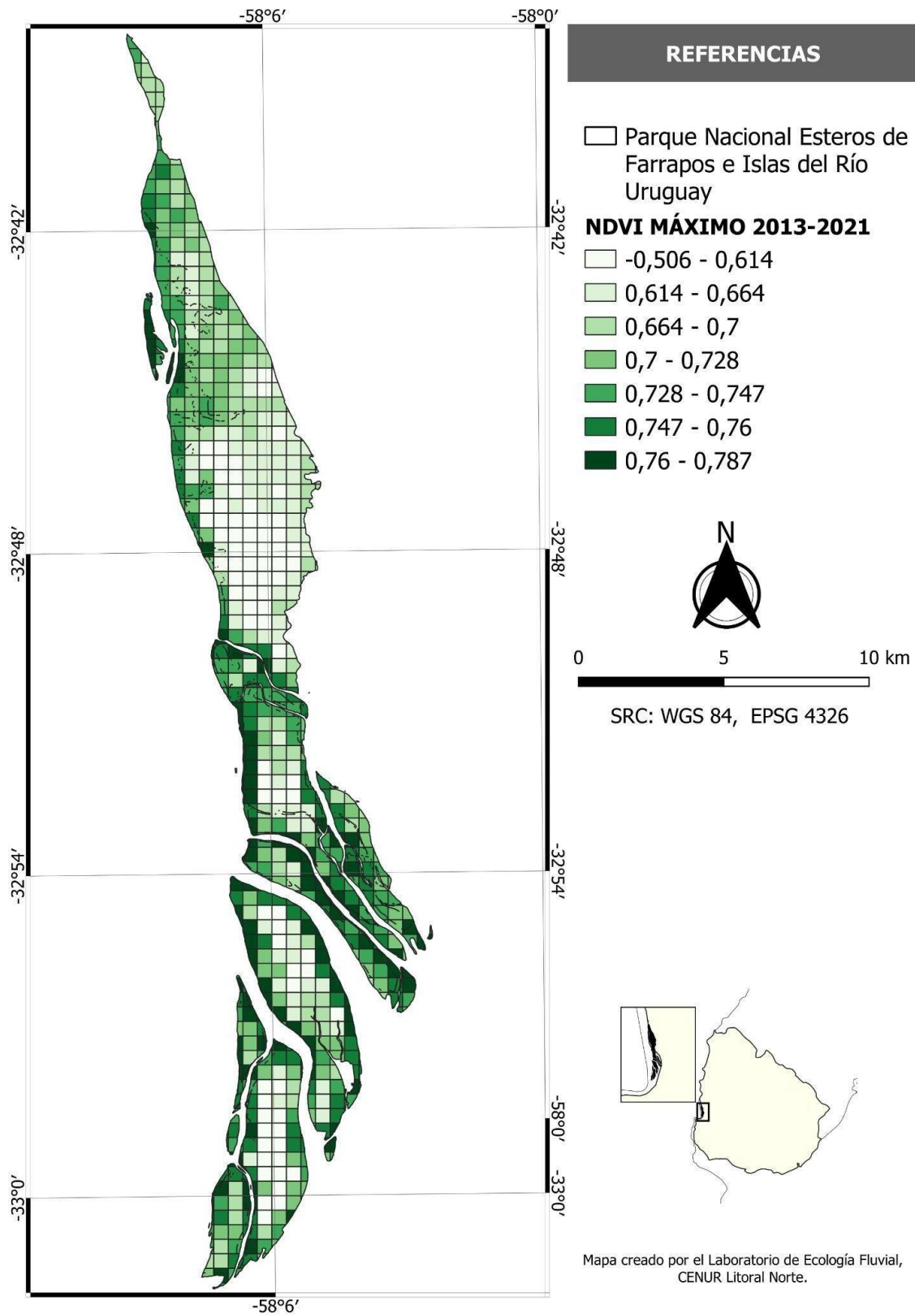


Figura B4 NDVI Máximo Anual por cuadrículas de 500 x 500 m para el Área Protegida, PNEFIRU, del periodo 2013-2022.

ANEXO C

C. Metodología Detallada del desarrollo de RUSLE

La A se puede mostrar como un índice entre 0 y 1, donde 1 = mayor pérdida de suelo, o como la pérdida de suelo por unidad de superficie (T/ha/año). El “R” es el factor lluvia o índice de erosión pluvial (MJ/Ha*mm/h). La “K” es el factor erodabilidad del suelo, muchas veces en base de una tabla de valores para diferentes tipos de suelo (T*Ha*h/Ha*MJ*mm). La “L” es el factor longitud de pendiente, y “S” es la pendiente en grados (0-90). La “C” es un valor entre 0 y 1 relacionado a la cobertura y manejo, muchas veces corresponde a la cobertura de suelo (ej. herbácea, bosque, forestación, cultivo, etc), y “P” es el factor prácticas de cultivo (adimensionales).

Factores:

R = factor erosión por precipitación. Utilizamos el ráster de valor R para el territorio de Uruguay, disponible en la página web del MGAP (MGAP, 2023), para obtener una capa de información geográfica de valores R para el Área de Estudio. El ráster fue desarrollado en base de datos pluviométricos de INUMET entre 1980-2009, integrando datos de campo de escurrimiento en localidades distribuidas en todo el país (Bidegain et al., 2017). El Factor R varía mensualmente, con mayores valores en primavera y otoño y menores valores en invierno y diciembre-enero (García Préchac et al. 2017 - Informe). La capa de Factor R utilizando representa un promedio anual de este indicador, sin embargo a escala mensual y anual varía según la intensidad y cantidad total de precipitaciones. Las unidades del Factor R se pueden expresar en $\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{año}^{-1}$ (**Figura 2.2A**). En Uruguay, el factor R se encuentra disponible al público general en <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/tramites-y-servicios/servicios/factor-erosividad-lluvia>).

Visto que hay una sección del sur del Área Protegida PNEFIRU que no está incluida en la capa .shp del estado para factor R, se procedió a hacer una interpolación de datos para estimar Factor R en las áreas eliminadas. Para ello se utilizó la información ráster de R de Uruguay, a la cual se la recortó por una máscara más pequeña que abarque el área de estudio, a fin de mejorar el procesamiento de convertir píxeles a puntos. Este resultado se convirtió de píxel a punto utilizando la herramienta Interpolación IDW (Ponderación de Distancia Invertida), el cual estima los valores faltantes en base a la información de los píxeles vecinos.

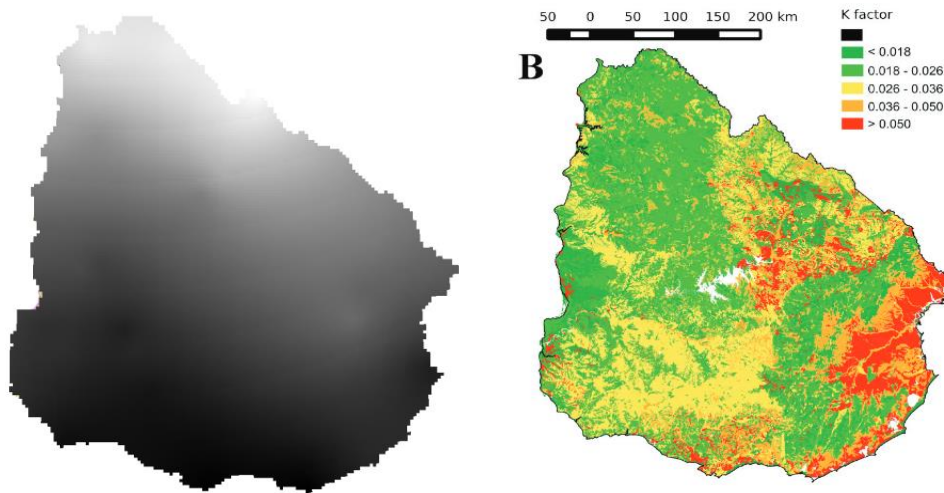


Figura 2.2. A) Ráster de Factor R para Uruguay (MGAP 2023), con valores sobre un gradiente de bajo (negro) a alto (blanco). B) Raster de Factor K (gradiente de 0 a 1, donde 1 es mayor erodabilidad) en Uruguay de Figura 4 de Carrasco-Letelier & Beretta-Blanco, 2017.

K = factor erosión del suelo.

Obtuvimos una capa de SIG del Factor K en Uruguay (**Fig 2.2B**), un producto disponible gratuito al público y desarrollado en base de categorías de suelo de CONEAT (y Carrasco-Letelier y Beretta-Blanco, 2017). El coeficiente de erodabilidad del suelo, Factor K, es útil para tanto la gestión de suelos, como también la gestión y conservación de ecosistemas acuáticos y humedales. El factor K se obtuvo del Sitio oficial de la República Oriental del Uruguay (ROU, 2023), proveniente de Beretta-Blanco & Carrasco-Letelier (2017).

SL = Slope/Length Slope

Para obtener una capa de pendiente (largo y grado), se trabajó con el Modelo Digital de Terreno (MDT) proveniente del servidor de datos espaciales Earth Explorer - United States Geological Survey (USGS). Del servidor se descargaron 4 láminas que cubren al Parque Nacional Estero de Farrapos e Islas del Río Uruguay y las cuencas hidrográficas adyacentes. Las imágenes provienen del Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) y cuentan con una resolución de 1-Arc (30mts) [<https://earthexplorer.usgs.gov/>]. Para el procesamiento de la información espacial tanto en formato raster como vectorial se utilizó el software ArcGIS 10.4.1. Si bien las imágenes son de resolución de 30 m, al momento de trabajar con ella se vio que en las dimensiones de los pixeles había variaciones, por lo que se remuestreo el mosaico de MDT utilizando el algoritmo SAGA - Remuestreo (**Figura 2.3**).

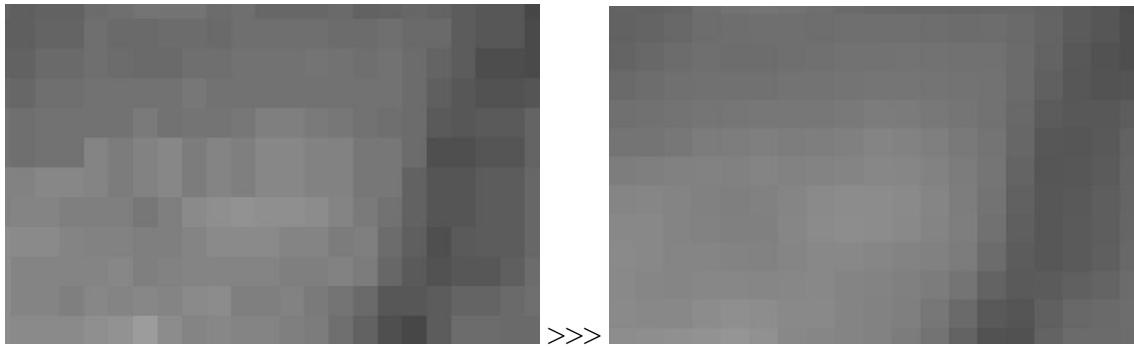


Figura 2.3. Remuestreo (Inglés: *resampling*, herramienta en QGIS) del Modelo Digital del Terreno (MDT) descargado para el área del Estero de Farrapos y cuencas hidrográficas adyacentes, utilizando QGIS 3.14.

A fin de obtener información correspondiente al Factor SL, se procedió a generar información a partir del análisis del Modelo Digital del Terreno (MDT) para el área de estudio. Primeramente, se realizó el relleno de los espacios vacíos presentes en el MDT utilizando la herramienta “Fill” del paquete de “Hidrología” en ArcToolbox. Con este producto corregido se generó un nuevo raster, pendiente en grados. Se calculó la dirección de flujo y acumulación de flujo utilizando las herramientas Dirección de Flujo y Acumulación de Flujo presentes en Hidrología de Arcotoolbox.

Luego se calculó el parámetro F en función de la pendiente (β)

$$F = \frac{\sin \beta / 0.0896}{3 (\sin \beta)^{0.8} + 0.56}$$

(β es ángulo en radianes se lo multiplica por 0.01745 para pasarlo a grados).

Posteriormente se calculó el parámetro m:

$$m = \frac{F}{(1 + F)}$$

El cálculo del valor Longitud se realizó por medio de la fórmula (Desmet y Govers, 1996):

$$L = \frac{(A+D^2)^{m+1} - A^{m+1}}{X^m * D^{m+2} * (22.13)^m}$$

Donde A es la acumulación de flujo que es un producto generado en arcgis. D es tamaño de pixel. X es coeficiente de forma.

Para el cálculo del factor S, se obtuvo primero la pendiente y se le aplicó la calculadora raster, utilizando el siguiente criterio (McCool et al., 1987). El ángulo de la pendiente se calculó en grados.

$$S = 10.8 \sin \beta + 0.03 \text{ para } \tan \beta < 0.09$$

$$S = 16.8 \sin \beta - 0.5 \text{ para } \tan \beta \geq 0.09$$

Al raster L se multiplicó por el raster factor S, generando un producto raster final LS.

Factor C = Cobertura

El Factor C se puede calcular en base a valores designados para distintas coberturas de suelo, o en base de datos satelitales de la biomasa vegetal, como el NDVI (Objetivo 1). En Uruguay, existen tablas de valores asignados a diferentes categorías de cobertura de suelo (ej. Carrasco-Letelier y Beretto-Blanco, 2017; García-Préchac & Duran 2001). Las categorías de cobertura dependen de la información disponible; por ejemplo, se han desarrollado valores de Factor C para diferenciar entre diferentes fases de la plantación forestal (Lepiane & García Préchac 1997). También, se puede calcular Factor C en base de información satelital de la cobertura de la vegetación, inclusive en base de la conversión de valores de NDVI (Macedo et al., 2021, Tanyas et al., 2015). Para obtener el promedio anual de NDVI en las áreas de estudio, se realizó un promedio para 9 fechas de imágenes correspondientes al año 2021. Se descargaron las Bandas 4 y 5 del satélite Landsat 8 OLI/TIRS colección 2 desde el servidor de datos espaciales USGS-Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>).

Desde ArcMap, se trabajó con las bandas 4 (B4) y 5 (B5) correspondientes a RED y NIR - Infrarrojo cercano, respectivamente. Se utilizó la calculadora ráster donde aplicamos la fórmula de NDVI para Landsat 8.

$$\text{NDVI} = (B5 - B4) / (B5 + B4) \quad [\text{Eq. 2.5}]$$

Con el raster resultante promedio de NDVI, se calculó el Factor C, partiendo de la fórmula “re-escalada” por Durigon et al (2014), siendo

$$C_r = \left(\frac{-\text{NDVI} + 1}{2} \right), \quad [\text{Eq. 2.6}]$$

Valores cercanos a 0 representan suelos con cobertura vegetal, mientras que tendiendo a 1 refleja suelos sin vegetación. Tanto para los productos NDVI como para el factor C, se lo cortó por capa, el área protegida PNEFIRU y cuencas disueltas. Se intersectó NDVI y Factor C por coberturas de suelo 2021 (MapBiomás). Teniendo información por píxel (30 x 30 m) de NDVI y Factor C, para las dos grandes áreas y las diferentes coberturas de suelo presentes para el año 2021.

Cabe mencionar que los valores de NDVI en 2021 muestran un rango menor que los valores mostrados en el Objetivo 1 entre 2013 y 2022. Esta diferencia en valores promedios y el rango total puede resultar en parte de la sequía de 2021, como también la diferencia en número de registros, ya que utilizamos todos los datos de NDVI sobre diez años en Objetivo 1, y un promedio de 7 valores en 2021 para el

Objetivo 2. Para confirmar la validez de los valores de NDVI en 2021, comparamos con el rango de valores en la imagen Landsat, confirmando que el rango total de valores es entre -0.26 y 1, mismo que el área PNEFIRU solo muestra un rango de valores entre -0.13 y 0.47. Se convirtió de ráster a pixel (utilizando la herramienta pixel ráster a polígono en QGIS) y luego se intersectó con los vectores de coberturas de suelo 2021 para obtener los valores por pixel y coberturas tanto para estero como para cuenca.

Factor P = Prácticas de Manejo

Asignamos un valor de 1 a toda el área, visto que no fueron obtenidos datos *in situ* de diferentes prácticas de manejo dentro de las coberturas de suelo (Beretta-Blanco y Carrasco Letelier, 2017).

Mapeo de Riesgo de Erosión del Suelo (RUSLE)

Finalmente, a través de la herramienta calculadora ráster, se multiplicó los valores de Factor R, K, SL, C y P para obtener un ráster de valores de A, considerando la cobertura de suelo y estado de la vegetación en el año 2021 (ver Resultados).



ANEXO D.

Tabla D2. Ponderación del aporte de diferentes clases de cobertura de suelo a distintos servicios ecosistémicos de regulación, inclusive clima local y global, protección de las inundaciones y de nutrientes (Tabla 2, Burkhardt et al. 2009).

Cobertura (Burkhardt et al. 2009)	Mapbiomas V.2	Regulación de Clima	Regulación de Clima	Protección contra	Recarga Agua	Calidad Aire	Reg. Erosión	Reg. nutrientes	Purificación del agua	Polinización
		Local	Global	Inundaciones	Subterránea					
Área urbana	Urbano	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cultivo de secano	Agricultura o Pastura	2	1	1	1	0	0	0	0	0
Cultivo con riego permanente	Agricultura o Pastura	3	1	1	0	0	0	0	0	0
Citrícola	Agricultura o Pastura	2	2	2	2	2	2	1	1	5
Pasturas	Agricultura o Pastura	1	1	1	1	0	4	0	0	0
Cultivos anuales y perenes	Agricultura o Pastura	2	1	1	1	1	1	0	0	0
Viñedos	Agricultura o Pastura	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Arrocera	Agricultura o Pastura	2	0	0	2	0	0	0	0	0
Agricultura y vegetación natural	Agricultura o Pastura	3	2	1	2	1	3	0	1	0
Silvicultura	Silvicultura	2	1	1	1	1	2	1	1	3
Bosque latifoliado	Bosque	5	4	3	2	5	5	5	5	5
Pastizal natural	Pastizal	2	3	1	1	0	5	5	5	0
Pastizal/arbustal	Pastizal	4	3	2	2	0	0	3	4	2
Bosque abierto	Bosque	1	0	0	0	0	0	0	0	2
Arenales, Dunas	Áreas no vegetadas	0	0	5	1	0	0	0	0	0
Roca desnuda	Áreas no vegetadas	0	0	1	1	0	0	0	1	0
Zonas con escasa vegetación	Áreas no vegetadas	1	0	1	1	0	0	0	0	0
Humedales de agua dulce	Humedal	2	2	4	2	0	0	4	0	0
Cuerpos de agua	Agua	2	1	1	2	0	0	1	0	0
Lagunas costeras	Agua	1	0	4	0	0	0	0	0	0
Estuarios	Agua	0	0	3	0	0	0	3	3	0

ANEXO E.

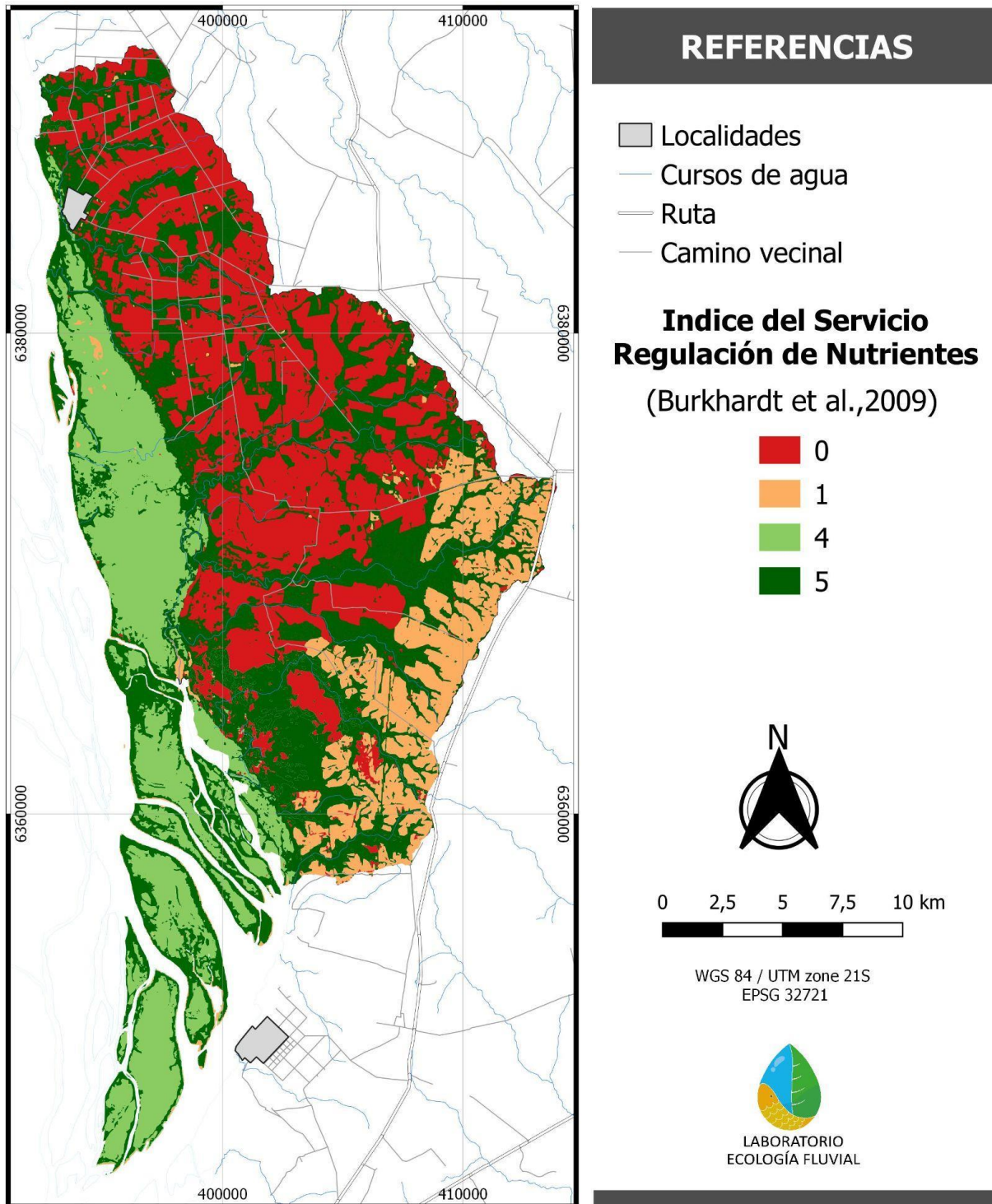


Figura E1. Mapa de retención de nutrientes en el área protegida PNEFIRU según la clasificación de Burkhardt et al., 2009.

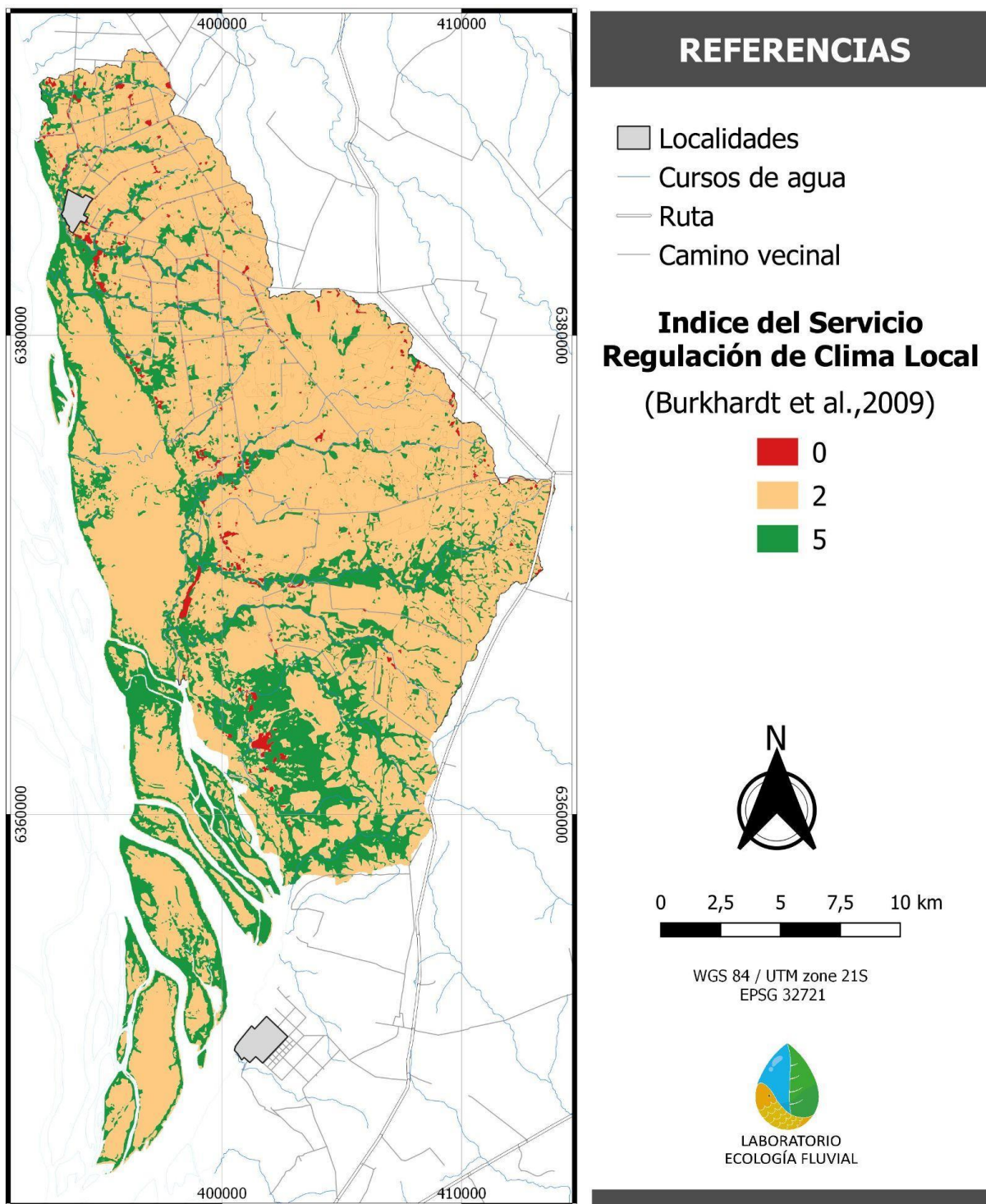


Figura E2. Mapa de regulación de clima local en el área protegida PNEFIRU según la clasificación de Burkhardt et al 2009.

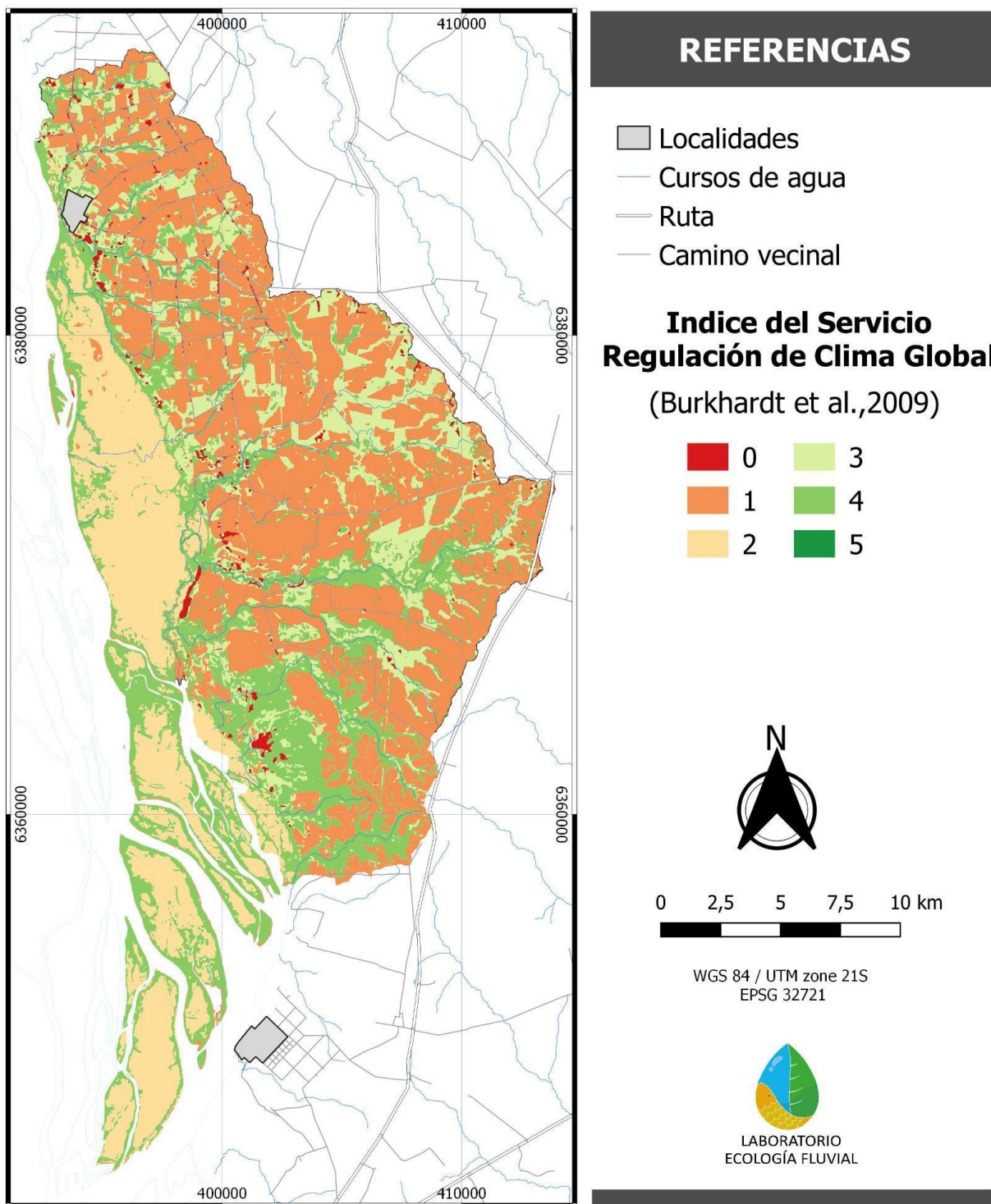


Figura E3. Mapa de regulación de clima global en el área protegida PNEFIRU según la clasificación de Burkhardt et al., 2009.

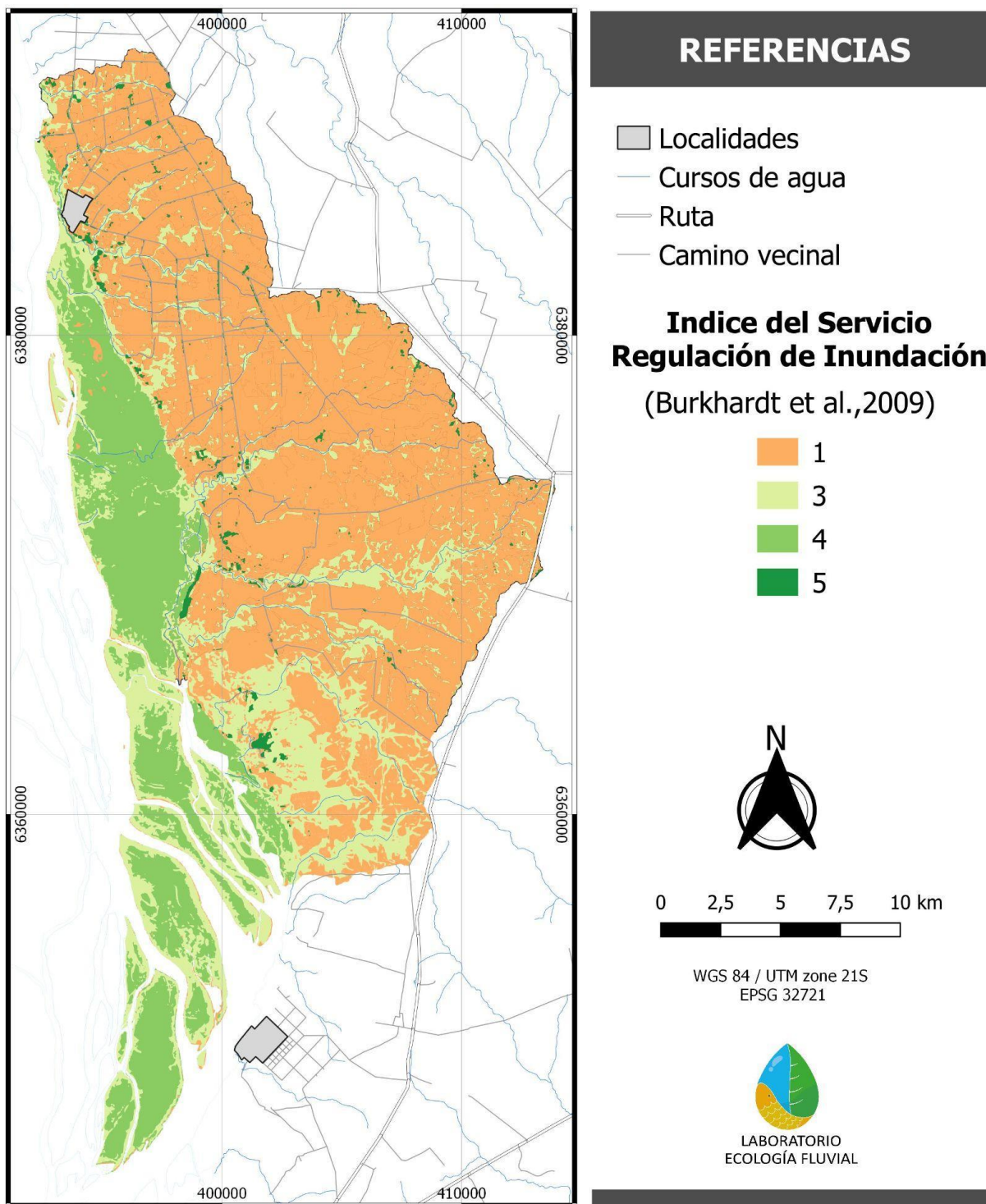


Figura E4. Mapa de regulación de inundaciones en el área protegida PNEFIRU según la clasificación de Burkhardt et al., 2009.